

**Modellierung und Simulation von
Retentionsbodenfiltern zur
weitergehenden Mischwasserbehandlung**

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Daniel Meyer

Kaiserslautern 2011

(D 386)

**Modellierung und Simulation von
Retentionsbodenfiltern zur
weitergehenden Mischwasserbehandlung**

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Daniel Meyer

Dekan: Prof. Dr.-Ing. W. Kurz

Prüfungskommission:

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Ch. Vrettos

1. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt

2. Berichterstatter: Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. R. Haberl

Datum der Prüfung: 20. Oktober 2011

Kaiserslautern 2011

(D 386)

KURZFASSUNG

Retentionsbodenfilter zur weitergehenden Mischwasserbehandlung (RBF) können einen wichtigen Beitrag zum Gewässerschutz leisten, indem sie Entlastungsabflüsse aus konventionellen Regenüberlaufbecken reinigen. Die Filterdimensionierung erfolgt nach Stand der Technik vorwiegend durch die Beurteilung der hydraulischen Flächenbelastung. Um die dazu notwendigen Daten zu erhalten, sind Niederschlag-Abfluss-Berechnungen des Kanalnetzes erforderlich. Wird in Ergänzung die Einhaltung stofflicher Zielgrößen gefordert, sind Schmutzfrachtberechnungen anzuwenden. Vor dem Hintergrund biochemischer, naturnaher Prozesse in RBF erscheint es sinnvoller, die geeigneten Abmessungen des Filterbeckens vorwiegend anhand der stofflichen Belastung und der entsprechenden Reinigungsleistung zu ermitteln.

Die vorliegende Arbeit soll einerseits einer Erweiterung des Kenntnisstandes über die Prozesse in RBF dienen. Andererseits sollen vorhandene Prozessvorstellungen in Modellrechnungen überprüft werden. Eine detaillierte Nachbildung von Laborversuchen erfolgt mittels eines biokinetischen Reaktionsmodells, welches für Pflanzenkläranlagen entwickelt wurde. Der durch die Simulationsauswertung erweiterte Kenntnisstand wird zur Weiterentwicklung eines vereinfachten Retentionsbodenfilter-Moduls für Schmutzfrachtsimulationen verwendet. Am Ende soll ein Planungs- und Optimierungswerkzeug gewonnen werden, welches den derzeitigen Wissensstand abbildet und der Ingenieurpraxis gerecht wird.

Die verwendete, ausgewertete Datengrundlage umfasste zunächst zwei mehrmonatige Messphasen am RBF Saarbrücken-Ensheim (Dittmer, 2006), zugehörige Säulenversuche im Labormaßstab (Woźniak, 2007) sowie die Ergebnisse eigener Versuche aus vorhergehenden Simulationsstudien. Während die eigenen Laboruntersuchungen in der vorliegenden Arbeit ergänzt wurden, erfolgte die wesentliche Erweiterung der Datengrundlage durch Vorlage von Messdaten aus einer zweijährigen Kampagne des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel (Prof. Dr.-Ing. F.-B. Frechen) am RBF Oberelsungen. Die Auswertung dieser Rohdaten, der vergleichende Einschätzungen der beiden Filteranlagen und die geordnete Zusammenstellung aller weiteren Untersuchungen bilden die wesentlichen Vorarbeiten der Simulationsstudien. Als Ergebnis wird festgestellt, dass die beiden RBF sowohl untereinander als auch mit anderen Anlagen vergleichbar sind. Dadurch ist eine Zusammenführung von Aspekten verschiedenen Ursprungs möglich. Laborversuche sollten jedoch gesondert bewertet werden.

Vor Anwendung des biokinetischen Reaktionsmodells CW2D werden die Modellteile der Hydraulik, des Stofftransportes und des Stoffrückhaltes getrennt betrachtet. In allen genannten Teilprozessen kann eine hohe Annäherung an Messwerte erzielt werden - ein Exkurs zu stark abweichenden Filtersubstraten für Pflanzenkläranlagen belegt die große Bandbreite des möglichen Modelleinsatzes. Die weitergehenden Prozesse des Stoffumsatzes wurden zur Nachbildung einzelner Hochlastereignisse in Laborversuchen mit Säulen verwendet, wobei ebenfalls eine Deckung mit der Datengrundlage erreicht werden kann. Eine langfristige Wiedergabe der Filterleistung gelingt bisher jedoch nicht. Als Ursache wird vor allem die Beschreibung der Trockenphasen herausgestellt. Mögliche Modellerweiterungen um Filtrationsprozesse organischer Partikel sowie vorgeschlagene Änderungen des biokinetischen Reaktionsmodells könnten hierzu Abhilfe schaffen.

Die Weiterentwicklung eines RBF-Modells als Bestandteil der Schmutzfrachtmodellierung bezieht sich auf die Kernparameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ und in Ergänzung auf $\text{NO}_3\text{-N}$. Zur Vorbereitung stofflicher Prozessbeschreibungen wird das hydraulische Modell optimiert. Bezüglich CSB erfordert die Wiedergabe der tatsächlichen Reinigungsleistung eine Unterteilung in gelöste und partikuläre Bestandteile. Es wird nachgewiesen, dass mittels konstanter, partikulärer Ablaufkonzentrationen sowie konstanter Wirkungsgrade für die gelösten Anteile die Filterleistung abgebildet werden kann. Eine Verbesserung der Ergebnisse wird durch die Beachtung von Trockenphaseneinflüssen erreicht. Bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ wird der wesentliche Entwicklungsschritt mit einer zweistufig linearen Sorptionsisotherme eingeführt. Das neue Stickstoffmodell wird – ergänzt um die Berücksichtigung von Regenerationszeiten - in seiner Eignung belegt. In einer abschließenden Simulationsstudie zur Optimierung des RBFs Oberelsungen wird aufgezeigt, dass sich aus hydraulischen und stofflichen Kriterien unterschiedliche Dimensionierungen ableiten lassen.

Modelling and Simulation of Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow Treatment

ABSTRACT

Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment – also known as Retention Sand Filters (RSFs) – have proven to be highly efficient in reducing negative impacts on receiving water bodies. In Germany the use of these vertical flow CWs is only permitted in series of combined sewer storage tanks. To design this approach as part of sewer systems, legislations require simulation tool applications. The main criterion to dimension the filter bed is given by the hydraulic loads. Whereas this aims in preventing the filter surface from clogging, a better design could be achieved by taking pollutant loads into account as additional criteria.

The main target of this study was to build a simplified simulation model (RSF_Sim) which includes fitting estimations of filter performances while being applicable in engineer's practice. Therefore a given database – consisting of two full-scale RSFs, long-term lab-scale experiments and additional investigations of soil properties – was interpreted. Based on this it was tested, if the existing (detailed biokinetic reaction model) Constructed Wetlands 2D (CW2D) was expandable to RSFs. Finally conclusions of data evaluation and simulations were put together to build the targeted simplified model RSF_Sim. In a first approach an optimization study was conducted to show differences between the hydraulic load as only design criterion or taking pollutant loads into account additionally.

Data interpretation was conducted for the key parameters COD and $\text{NH}_4\text{-N}$. Results showed that the two full-scale RSFs are comparable to each other, so the given database could be unified. To consider lab-scale experiments the specific conditions have always to be kept in mind, but still they give complementary knowledge. For COD the basic necessity to separate total COD into a particulate and a dissolved fraction was proven. Whereas particulates are almost totally retained by filtration during the filter passage, a performance prediction for solutes requires descriptions of influencing factors – mostly for the duration of the dry period before a current loading event. For $\text{NH}_4\text{-N}$ results showed very high efficiencies until the filter substrate sorption capacities are filled. This indicated the need of a generalized, but substrate-specific model.

Simulations of lab-scale column experiments with CW2D showed an extended applicableness as well as limitations. Calculation results of hydraulic conditions, tracer tests and adsorption processes fitted very well with measurements. The biokinetic reaction model was able to describe complex processes in single feeding events – even with extraordinary high hydraulic and pollutant loading characteristics. The main problem was found in the description of extended dry periods up to several weeks. This could probably be overcome with minor changes in bacteria growth and lysis conditions.

The main processes in the new model RSF_Sim were simplified as: (1) particulate COD is filtrated down to a background concentration, (2) treatment performance for dissolved COD

can be described with a constant removal rate, but implemented variations due to dry periods improve simulation results, (3) a two-step linear sorption isotherm is appropriate to describe performance limits without iterative calculations.

Optimization suggestions for an existing over-designed RSF were achieved by the use of RSF_Sim. Results showed on one hand, that the square could be drastically decreased still fulfilling the legislative hydraulic requirements. On the other hand this decrease would lead to strong limitation in treatment performances. The best solution was found in a smaller, but still heavy decrease in filter's square. In future the new model should be tested on an extended database to improve prediction security. Based on the given approach improvement indications seem to be possible - especially in filter dimensions and substrates.

DANKSAGUNG

Die Entstehung dieser Arbeit wäre ohne die Hilfe und Unterstützung zahlreicher Personen und Institutionen nicht möglich gewesen. Im Besonderen danke ich

- Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt, meinem Doktorvater. Er half nicht nur durch seine wertvollen fachlichen Eingaben und seine Zuverlässigkeit bei der Bewältigung organisatorischer Hürden, sondern ebenfalls durch seine große Geduld. Nicht zuletzt prägte auch die frühe Aufnahme in den Kreis seiner Mitarbeiter meinen Werdegang.
- Prof. Dr.-Ing. Raimund Haberl, dem Zweitgutachter. Er hieß mich zweimalig zu Forschungsaufenthalten herzlich an seinem Institut willkommen und eröffnete mir dabei neue wissenschaftliche Perspektiven.
- der Friedrich-Ebert-Stiftung und ihren Mitarbeitern. Die Bewilligung meines Promotionsstipendiums ging nicht nur mit einer finanziellen Förderung einher, sondern auch mit gerne genutzten Möglichkeiten der überfachlichen, gesellschaftlichen Bildung.
- Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen. Durch die Bereitstellung der an seinem Institut gewonnen Messdaten ergab sich ein stark vergrößertes Betrachtungsfeld.
- Prof. Dr.-Ing. Mathias Uhl. Vor allem die angeregten Diskussionen während der gemeinschaftlichen Projektbearbeitung verhalfen zu neuen Sichtweisen.
- Dr.-Ing. Ulrich Dittmer. Mit seiner fachlichen Kompetenz und wissenschaftlichen Begeisterung weckte er mein Interesse an naturnahen Verfahren der Abwasserreinigung. Seiner konstruktiven Kritik konnte ich mir seither stets sicher sein.
- Dr.-Ing. Günter Langergraber. Die Arbeit mit seinem Modell war eine Quelle der Ideen und Erkenntnisse. Wertgeschätzte Hilfestellungen wurden nicht nur bei der Simulationsarbeit, sondern auch bei der Publikation der Ergebnisse gegeben.
- Dipl.-Ing. Jörg Felmeden und Dr.-Ing. Axel Waldhoff für die Hilfe bei der Interpretation der von ihnen gewonnen Daten sowie Dipl.-Ing. Malte Henrichs und Dipl.-Geol. Thomas Perrefort für die gute gemeinschaftliche Projektarbeit.
- allen ehemaligen Kollegen in Kaiserslautern, Wien und Nantes für die angenehme Arbeitsatmosphäre und die über Fachliches hinausgehende Anteilnahme. Hervorgehoben danke ich (neben den beiden bereits genannten): Prof. Dr.-Ing. Antje Welker, Dr.-Ing. Renata Woźniak, MA Alexandra Risch, Dr.-Ing. Asuman Korkusuz, Dr. Alexandra Tietz und Ass.-Prof. PhD Florent Chazarenc.
- Dipl.-Inf. Thomas Sommer und allen weiteren Studenten und Hilfskräften, die mit ihrem Einsatz zur Datengewinnung und Modellbildung beigetragen haben.
- meinen Eltern Karin und Werner Meyer und meiner Verlobten Ortrud Hutsteiner für den bedingungslosen Rückhalt in allen Lebenslagen.

Die nicht ausdrücklich erwähnten Helfer und Unterstützer bitte ich um Nachsicht. Mein Dank ist ihnen dennoch gewiss.

INHALT

1	Einleitung.....	1
2	Grundlagen und Kenntnisstand.....	4
2.1	Definition und Abgrenzung der Thematik.....	4
2.2	Funktionsprinzip von RBF im Mischsystem	6
2.3	Stand der Technik	8
2.4	Beschreibung grundlegender Prozesse der Filterpassage	11
2.4.1	Wasserbewegung im Filterkörper	12
2.4.2	Stofftransport	16
2.4.3	Reinigungsprozesse	16
2.5	Stoffspezifische Funktionsweise von RBF	23
2.5.1	CSB	23
2.5.2	Stickstofffraktionen.....	25
2.6	Modelle zur Beschreibung der Reinigungswirkung	28
2.6.1	Schmutzfrachtmodelle	29
2.6.2	HYDRUS-2D/3D und CW2D	29
2.7	Zusammenfassung von Kenntnisstand und Wissensdefiziten	31
3	Material und Methoden.....	35
3.1	Datengrundlage	37
3.1.1	RBF Oberelsungen	37
3.1.2	RBF Saarbrücken-Ensheim	43
3.1.3	Laborversuche mit Säulen	47
3.1.4	Laborversuche mit Nutschen	54
3.1.5	Physikalische und biochemische Untersuchungen der Filtersubstrate	58
3.2	Datenauswertung und -aufbereitung	64
3.2.1	Ganglinien.....	64
3.2.2	Frachten, mittlere Ereigniskonzentrationen und Wirkungsgrade.....	65
3.2.3	Auswertung von Temperaturmessungen	66
3.2.4	Ermittlung von Einflussfaktoren und deren Bedeutung	67
3.3	Simulationsmodelle	68
3.3.1	Bestehender RBF-Modellansatz in KOSMO	68
3.3.2	Modell CW2D.....	70
4	Auswertung der Datengrundlage.....	75
4.1	RBF Oberelsungen.....	75
4.1.1	Hydraulische Messungen.....	75
4.1.2	Temperatur	77
4.1.3	CSB	78
4.1.4	Stickstofffraktionen.....	89
4.2	RBF Saarbrücken-Ensheim	99
4.2.1	Hydraulische Messungen.....	100
4.2.2	CSB	101
4.2.3	Stickstofffraktionen.....	107
4.3	Vergleich der betrachteten RBF-Anlagen	112
4.3.1	Allgemeine Kenngrößen und hydraulische Belastung.....	112
4.3.2	Anlagenvergleich CSB	114
4.3.3	Anlagenvergleich Stickstofffraktionen	116
4.3.4	Diskussion und Zusammenfassung des Anlagenvergleiches	118
4.4	Laborversuche mit Säulen	119
4.4.1	RBF-Säulenversuche.....	120
4.4.2	Exkurs: PKA-Säulenversuche	128

4.5	Laborversuche mit Nutschen	130
4.5.1	Untersuchung der Reinigungsleistung VN1	131
4.5.2	Untersuchung der Reinigungsleistung VN2	132
4.6	Physikalische und biochemische Untersuchungen der Filtersubstrate	134
4.6.1	Physikalische Kenngrößen	134
4.6.2	Ergänzende Untersuchungen zur Ermittlung der Reinigungsleistung	139
4.6.3	Biomasseverteilung.....	147
4.6.4	Zusammenfassung der Substratuntersuchungen	150
4.7	Zusammenführung und Diskussion der Datengrundlage.....	151
5	Anwendung CW2D.....	154
5.1	Simulation der Laborversuche mit Nutschen	154
5.1.1	Simulation von Tracerversuchen, Wiedergabe nach Meyer (2005/2006)	154
5.1.2	Simulation des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes durch Sorption	155
5.2	Simulation der Laborversuche mit Säulen	158
5.2.1	Simulation von Tracerversuchen	159
5.2.2	Simulation des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes durch Sorption	165
5.2.3	Simulation des Stoffrückhaltes durch Filtration	168
5.2.4	Simulation des Stoffumsatzes.....	168
5.3	Zusammenfassung und Ausblick Modellanwendung CW2D	180
6	Modellaufbau RSF_Sim.....	183
6.1	Entwicklungsgrundlagen.....	183
6.2	Grundlegende Darstellung des Modellaufbaus.....	184
6.2.1	Eingangsbeispiel Hydraulik.....	185
6.2.2	Eingangsbeispiel Stofftransport (Konvektion, Diffusion und Dispersion).....	187
6.2.3	Prozessbeschreibungen CSB	188
6.2.4	Prozessbeschreibungen anorganischer Stickstofffraktionen.....	189
6.3	Zusammenfassung und Modellvergleich	189
7	Simulationsergebnisse RSF_Sim.....	192
7.1	Simulationen von Laborversuchen mit Säulen.....	192
7.1.1	Hydraulik.....	192
7.1.2	Tracer	194
7.1.3	CSB	196
7.1.4	Stickstofffraktionen.....	203
7.1.5	Zusammenfassung Simulation von Laborversuchen	214
7.2	Simulationen RBF Saarbrücken-Ensheim	215
7.2.1	Hydraulik.....	216
7.2.2	CSB	218
7.2.3	Stickstofffraktionen.....	224
7.2.4	Zusammenfassung Simulationsergebnisse RBF Ensheim	226
7.3	Simulationen RBF Oberelsungen	227
7.3.1	Hydraulik.....	227
7.3.2	CSB	228
7.3.3	Stickstofffraktionen.....	233
7.3.4	Zusammenfassung Simulationsergebnisse RBF OE	239
7.4	Beispiel der Anwendung von RSF_Sim als Optimierungswerkzeug.....	239
7.5	Zusammenfassung und Ausblick der Modellentwicklung und -anwendung.....	243
8	Zusammenfassung und Ausblick.....	246
8.1	Arbeiten und Erkenntnisse.....	246
8.2	Ausblick	248
	Literatur.....	253

ANHANG 1: Ergänzende Tabellen und Abbildungen.....	261
ANHANG 2: Modellaufbau RSF_Sim in Ergänzung zu Kapitel 6.....	275
A2.1 Modellbeschreibung Hydraulik RSF_DiSc	275
A2.2 Modellbeschreibung Hydraulik RSF_Sim.....	277
A2.3 Stofftransport und Stoffrückhalt	285
A2.4 Umsatzprozesse und ihre Einflussfaktoren	295
A2.5 Ergebniskontrolle	302
A2.6 Prozessbeschreibungen CSB	302
A2.7 Prozessbeschreibungen anorganischer Stickstofffraktionen.....	308
A2.8 Diskussion nicht implementierter Prozesse und Einflussfaktoren	314

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1: Schematischer Schnitt durch einen RBF nach (LfU, 1998).....	7
Abbildung 2-2: Stickstoffhaushalt in RBF (N-Fix.= N-Fixierung), Dittmer (2006)	27
Abbildung 3-1: Systemskizze RBF Oberelsungen (Frechen et al., 2008)	38
Abbildung 3-2: Sieblinien Oberelsungen (Frechen et al., 2008)	40
Abbildung 3-3: Skizze der RBF-Anlage Saarbrücken-Ensheim (Dittmer, 2006)	44
Abbildung 3-4: Skizze Filterbecken RBF-Säulenversuche (Meyer, 2005)	48
Abbildung 3-5: Sieblinien der Substrate RBF-Säulen BoFi 1 / BoFi 2 (Woźniak, 2007).....	50
Abbildung 3-6: Versuchsstand PKA-Säulenversuche	53
Abbildung 3-7: Versuchsaufbau Nutschenversuche VN1 (links) und VN2 (rechts)	55
Abbildung 4-1: Abfolge Stapelhöhen aller Ereignisse RBF Oberelsungen	75
Abbildung 4-2: Beispiele Zulaufganglinien RBF OE.....	77
Abbildung 4-3: Lufttemperaturen und Ablauftemperaturen OE.....	77
Abbildung 4-4: Zusammenstellung MEK CSB_hom Zu- und Ablauf in OE	79
Abbildung 4-5: CSB-Fraktionierung Zulauf OE	79
Abbildung 4-6: CSB-Zulauffrachten über Stapelhöhe und Dauer Beschickungspausen OE	80
Abbildung 4-7: CSB-Fraktionierung MEK Ablauf OE	82
Abbildung 4-8: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade CSB-Fraktionen OE	82
Abbildung 4-9: Ganglinien CSB-Fraktionen Ereignis 41 OE	83
Abbildung 4-10: Frachtrückhalte CSB_S unter abweichenden Drosseleinstellungen OE.....	85
Abbildung 4-11: Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über MEK zu OE.....	85
Abbildung 4-12: Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über Stapelhöhe OE	86
Abbildung 4-13: Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über Trockenphasendauer OE	87
Abbildung 4-14: Temperaturen und Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über Datum OE	87
Abbildung 4-15: Übersicht MEK NH ₄ -N und NO ₃ -N im Zulauf OE	89
Abbildung 4-16: Übersicht MEK NH ₄ -N und NO ₃ -N im Ablauf OE	89
Abbildung 4-17: Übersicht Frachtausträge und Wirkungsgrade NH ₄ -N in OE	91
Abbildung 4-18: NH ₄ -N-Ganglinien Ereignis Nr. 13 OE	92
Abbildung 4-19: NH ₄ -N-Ganglinien Ereignis Nr. 14 OE	92
Abbildung 4-20: NH ₄ -N-Ganglinien Ereignis Nr. 46 OE	93
Abbildung 4-21: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade NH ₄ -N OE	94
Abbildung 4-22: Wirkungsgrade NH ₄ -N unter abweichenden Drosseleinstellungen OE.....	95
Abbildung 4-23: Wirkungsgrade NH ₄ -N in Abhängigkeit zu MEK Zulauf und Stapelhöhe OE	95
Abbildung 4-24: Wirkungsgrade NH ₄ -N über Dauer der vorhergehenden Trockenphase OE	96
Abbildung 4-25: Wirkungsgrade NH ₄ -N in Abhängigkeit Ablauftemperaturen OE	96
Abbildung 4-26: Ereignisbezogene Frachtbilanz NO ₃ -N OE	97
Abbildung 4-27: NO ₃ -N-Ganglinien Ereignis Nr. 14 OE	98
Abbildung 4-28: Stapelhöhen aller Ereignisse RBF Ensheim	100
Abbildung 4-29: CSB-Fraktionierung im Zulauf EH.....	101
Abbildung 4-30: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade CSB_S EH (geändert nach Dittmer, 2006)	102
Abbildung 4-31: cWG CSB_S über MEK zu EH	105
Abbildung 4-32: cWG CSB_S über vorhergehende Trockenphasendauer EH	106

Abbildung 4-33: Ablauftemperaturen und cWG CSB_S über Datum EH	106
Abbildung 4-34: Frachten und Zulauf-MEK NH ₄ -N in EH.....	108
Abbildung 4-35: Ereignisbezogene Frachten und Wirkungsgrade NH ₄ -N in EH (Dittmer, 2006)	109
Abbildung 4-36: Vergleich ausgewählter NH ₄ -N-Ganglinien im Zu- und Ablauf.....	111
Abbildung 4-37: Zusammenstellung der Stapelhöhen aller Ereignisse OE und EH.....	113
Abbildung 4-38: MEK Zulauf CSB_hom und CSB_S im Vergleich OE und EH	114
Abbildung 4-39: Mittlere Wirkungsgrade CSB_hom und CSB_S im Vergleich OE und EH	115
Abbildung 4-40: Modellvorstellung des Trockenphaseneinflusses auf CSB_S-Wirkungsgrade.....	116
Abbildung 4-41: RBF-Anlagenvergleich MEK NH ₄ -N und NO ₃ -N Zulauf	117
Abbildung 4-42: Sortierte Frachtrückhalte + Ablaufrachten NH ₄ -N in EH (schraffiert) und OE	118
Abbildung 4-43: Stapelhöhen und Abfolge der Intensivmessphase RBF-Säulenversuche	120
Abbildung 4-44: Zulauffrachten und MEK CSB Intensivmessphase RBF-Säulenversuche	121
Abbildung 4-45: Ereignisbezogene CSB_S-Frachtbilanzen RSA (Woźniak, 2007)	122
Abbildung 4-46: Zulauffrachten und MEK NH ₄ -N Intensivmessphase RBF-Säulenversuche	123
Abbildung 4-47: Ereignisbezogene NH ₄ -N-Frachtbilanzen RSA (Woźniak, 2007).....	124
Abbildung 4-48: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile RSA (ES36, h _{FA} = 1,0 m) (Woźniak, 2007).....	126
Abbildung 4-49: Gemessene Ablaufganglinien PKA-Säulenversuche	128
Abbildung 4-50: Unbeeinflusste Leitfähigkeitsganglinien Tracerversuche PKA-Säulen	129
Abbildung 4-51: Beeinflusste Leitfähigkeitsganglinien Tracerversuche PKA-Säulen.....	130
Abbildung 4-52: Ablaufganglinien NH ₄ -N in VN1 (Meyer, 2005).....	131
Abbildung 4-53: Ablaufganglinien NO ₃ -N in VN1 (Meyer, 2005).....	132
Abbildung 4-54: Durchbruchkurven NH ₄ -N für unterschiedliche Entnahmetiefen VN2	133
Abbildung 4-55: Ablaufganglinien NO ₃ -N für tiefenabhängiges Filtermaterial VN2.....	134
Abbildung 4-56: Zeitabhängiger Mineralisierungsfortschritt im Tiefenprofil im zulaufnahen Bereich (Rohdaten) ...	140
Abbildung 4-57: Vergleich der minN-Befunde im Tiefenprofil und im Längsschnitt nach 10 d Trockenperiode	141
Abbildung 4-58: Verteilung anorganischer Stickstoff in unbebrüteten Proben über Filtertiefe (Meyer, 2005).....	142
Abbildung 4-59: Verteilung anorganischer Stickstoff in bebrüteten Proben über Filtertiefe (Meyer, 2005).....	142
Abbildung 4-60: Vergleich NH ₄ -N-Beladung unbebrüteter Nutschensubstrate	143
Abbildung 4-61: Beladung gleichen Materials im Vergleich Säule und Nutsche (Meyer, 2005).....	144
Abbildung 4-62: Freundlich – Isotherme für die Schichten 0 – 10 cm (Meyer et al., 2006).....	145
Abbildung 4-63: Ergebnisse Schüttelversuche CSB_S.....	146
Abbildung 4-64: Ergebnisse Schüttelversuche NH ₄ -N	146
Abbildung 4-65: Ergebnisse Schüttelversuche NO ₃ -N.....	147
Abbildung 4-66: DNA- und RNA-Konzentrationen und RNA/DNA-Verhältnis (überarbeitet nach Woźniak, 2007) .	148
Abbildung 4-67: Relativer Ergebnisvergleich der Auswertung von RNA- und ATP-Messungen	149
Abbildung 5-1: Ergebnis Tracersimulation gedrosselt mit Kegel (Meyer et al. 2006).....	155
Abbildung 5-2: Beispiel Simulationsergebnis VN1, Nutsche E (Meyer et al. 2006)	156
Abbildung 5-3: Simulationsergebnis NO ₃ -N VN2	157
Abbildung 5-4: Simulationsergebnis NH ₄ -N-Sorption VN2.....	158
Abbildung 5-5: Durchbruchkurven bei ungedrosseltem Ablauf (Meyer, 2005).....	160
Abbildung 5-6: Durchbruchkurve bei gedrosseltem Ablauf (Meyer, 2005).....	160
Abbildung 5-7: Ablaufganglinien Turkish Slag (SL) & Austrian Zeolite 1 (AZ1)	161
Abbildung 5-8: Tracerdurchbruch Turkish Slag (SL) und Austrian Zeolite 1 (AZ1)	161

Abbildung 5-9: Schema charakteristischer Merkmale von Ablaufganglinien und Durchbruchkurven	164
Abbildung 5-10: Simulation NH ₄ -N-Sorption RBF-Säulenversuch ES35 (links) / ES40 (rechts)	167
Abbildung 5-11: Verteilung von Mikroorganismen im Tiefenprofil ohne CS-Sorption	173
Abbildung 5-12: Verteilung von Mikroorganismen im Tiefenprofil mit CS-Sorption.....	174
Abbildung 5-13: Ergebnisse mit manueller Biomasseverteilung ohne CS-Sorption (X0_oS_zu1 / zu2 / zu3)	177
Abbildung 5-14: Ergebnisse mit manueller Biomasseverteilung mit CS-Sorption (X0_mS_zu1 / zu2 / zu3)	178
Abbildung 5-15: Ergebnisse mit stabilisierter Biomasseverteilung ohne CS-Sorption (X1_oS_zu1 / zu2 / zu3).....	179
Abbildung 6-1: Fließschema Eingangsbeispiel.....	186
Abbildung 6-2: Übersicht der Konzentrationsberechnungen in RSF_Sim.....	191
Abbildung 7-1: Simulationsergebnisse von Überstau- und Sättigungsvolumina ES35	194
Abbildung 7-2: Simulationsergebnisse Tracer Säule 2 und 4, RSF_DiSc und RSF_Sim	195
Abbildung 7-3: CSB - Ganglinien im Ablauf ES35, Kalibrierung RSF_DiSc.....	197
Abbildung 7-4: CSB - Ganglinien und Akkumulation ES35, RSF_Sim (KalCSB_ES1).....	198
Abbildung 7-5:CSB - Ganglinien und Akkumulation bei Drosselabweichung, RSF_Sim (ValCSB_ES).....	199
Abbildung 7-6: CSB-Frachten und Abweichungen, RSF_Sim (LZ_CSB_ES1).....	200
Abbildung 7-7: BWG CSB_S und CSB_hom, RSF_Sim (LZ_CSB_ES1)	201
Abbildung 7-8: BWG CSB_S und Frachtabweichungen, RSF_Sim (LZ_CSB_ES2)	202
Abbildung 7-9: NH ₄ -N - Ganglinien im Ablauf und Filterkörper ES35, Kalibrierung RSF_DiSc.....	204
Abbildung 7-10: NH ₄ -N - Ganglinien im Ablauf / Filterkörper RSF_Sim ES35 (KalNH4_ES1).....	206
Abbildung 7-11: NH ₄ -N-Ganglinien im Ablauf / Filterkörper ES35, RSF_Sim (KalNH4_ES2).....	207
Abbildung 7-12: NH ₄ -N-Ganglinien im Ablauf / Filterkörper ES40, RSF_Sim (ValNH4_ES1).....	209
Abbildung 7-13: NH ₄ -N - Ganglinien im Ablauf / Filterkörper, RSF_Sim ValNH4_ES2.....	209
Abbildung 7-14: NH ₄ -N - Ganglinien im Ablauf / Filterkörper, RSF_Sim ValNH4_ES3.....	210
Abbildung 7-15: Ablaufganglinien NO ₃ -N ES36 infolge ES35, RSF_Sim und RSF_DiSc.....	212
Abbildung 7-16: Frachten NH ₄ -N im Zu- und Ablauf (LZ_NH4_ES1).....	212
Abbildung 7-17: N-Bilanz über Testreihe mit Kalibrierwerten, RSF_Sim (LZ_NH4_ES1).....	213
Abbildung 7-18: Überprüfung Ganglinien H_RR und Q_ab Ereignis 2 (P1, 27.08.02) EH.....	217
Abbildung 7-19: Überprüfung RBF-Überlaufvolumina EH.....	218
Abbildung 7-20: Beispiel Kalibrierung CSB_S-Ganglinien EH (16. bis 24.10.2002)	219
Abbildung 7-21: Ermittlung von c_kH_CSB_S und n_CSB_S zur Langzeitsimulation EH.....	220
Abbildung 7-22: Ermittlung von c_kH_CSB_S und n_CSB_S mit FL_t1 zur Langzeitsimulation EH.....	221
Abbildung 7-23: Langzeitsimulation Variante CSB_EH	222
Abbildung 7-24: Langzeitsimulation Variante CSB_EH_c_kH	223
Abbildung 7-25: Langzeitsimulation Variante CSB_EH_TP	223
Abbildung 7-26: Kalibrierung NH ₄ -N Einzelereignisse Nr. 9, 10, 12 und 14 EH.....	225
Abbildung 7-27: CSB-Fraktionierung Einzelproben Ablauf OE	229
Abbildung 7-28: Ermittlung von c_kH_CSB_S und n_CSB_S ohne und mit FL_t1 zur Langzeitsimulation OE.....	229
Abbildung 7-29: CSB_S-Anteile am CSB_hom Zulauf OE	230
Abbildung 7-30: Langzeitsimulation Variante CSB_OE	231
Abbildung 7-31: Langzeitsimulation Variante CSB_OE_c_kH	232
Abbildung 7-32: Langzeitsimulation Variante CSB_OE_TP1.....	232
Abbildung 7-33: Langzeitsimulation Variante CSB_OE_TP2.....	233
Abbildung 7-34: Validierung Eingangsdaten NH ₄ -N EH an Einzelereignis 13 OE	234

Abbildung 7-35: Validierung Eingangsdaten $\text{NH}_4\text{-N}$ EH an Einzelereignis 46 OE	234
Abbildung 7-36: Kalibrierung Eingangsdaten $\text{NH}_4\text{-N}$ Einzelereignis 46 OE	235
Abbildung 7-37: Frachtausträge Langzeitsimulationen $\text{NH}_4\text{-N}$ OE.....	236
Abbildung A 1: CW2D Hauptprozesse (Langergraber, 2001)	263
Abbildung A 2: CW2D stöchiometrische Matrix (Langergraber, 2001).....	263
Abbildung A 3: Ganglinien CSB-Fraktionen Ereignis 36 (links) und 45 (rechts) Oberelsungen	267
Abbildung A 4: Ganglinien CSB-Fraktionen Ereignis 47 (links) und 48 (rechts) Oberelsungen	267
Abbildung A 5: Ganglinien CSB-Fraktionen Ereignis 50 (links) und 52 (rechts) Oberelsungen	267
Abbildung A 6: Ganglinien CSB-Fraktionen Ereignis 53 Oberelsungen.....	267
Abbildung A 7: Temperaturganglinien RBF Oberelsungen Ereignis 41	268
Abbildung A 8: Temperaturganglinien RBF Oberelsungen Ereignis 43	268
Abbildung A 9: Temperaturganglinien RBF Oberelsungen Ereignis 44	268
Abbildung A 10: Frachten und MEK CSB_hom Zulauf Oberelsungen Phase A	269
Abbildung A 11: Frachten und MEK CSB_hom Zulauf Oberelsungen Phase B	269
Abbildung A 12: Frachten und MEK CSB_hom Zulauf Oberelsungen Phase C	269
Abbildung A 13: $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachten und MEK im Zulauf Phase A Oberelsungen.....	270
Abbildung A 14: $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachten und MEK im Zulauf Phase B Oberelsungen.....	270
Abbildung A 15: $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachten und MEK im Zulauf Phase C Oberelsungen.....	270
Abbildung A 16: Frachten und MEK CSB_hom im Zulauf Ensheim.....	271
Abbildung A 17: Beispiel CSB_S-Ganglinien Ensheim (16. bis 24.10.2002) (Dittmer, 2006)	271
Abbildung A 18: Korrelation zwischen CSB_S und BSB ₅ Ensheim (Dittmer, 2006).....	271
Abbildung A 19: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Austrian Sand (AS)	272
Abbildung A 20: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Turkish Zeolite (TZ).....	272
Abbildung A 21: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Betonbruch (BE)	272
Abbildung A 22: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Ferrosorp (FE)	272
Abbildung A 23: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Ferrosorp + Austrian Zeolite (FZ).....	273
Abbildung A 24: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Perlit (PE) kalibriert auf Qs (oben) oder Ks (unten).....	273
Abbildung A 25: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Pumice (PU) kalibriert auf Qs (oben) oder Ks (unten)...	274
Abbildung A 26: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Turkish Sand (TS).....	274
Abbildung A 27: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Turkish Zeolite (TZ).....	274
Abbildung A 28: Fließschema RSF_DiSc.....	276
Abbildung A 29: Fließschema RSF_Sim	278
Abbildung A 30: Beispiel zweistufig lineare Sorption S2.....	294
Abbildung A 31: Aktuelle Konzentration für sorbier- / abbaubare Stoffe (Meyer et al., 2008b).....	297
Abbildung A 32: Beispiel der aktuellen Abminderung der Filterleistung infolge TP-Dauer	302

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 3-1: Übersicht aller Projekte der Datengrundlage (chronologisch nach Beginn)	36
Tabelle 3-2: Vorkenntnisse und zu erbringender Leistungen innerhalb der Datengrundlage	36
Tabelle 3-3: Vorliegende und offene Anwendungsschritte CW2D	37
Tabelle 3-4: Kenndaten des RBF Oberelsungen (Frechen et al., 2008)	39
Tabelle 3-5: Kenndaten des Filtersubstrates RBF Oberelsungen (Frechen et al., 2008)	40
Tabelle 3-6: Übersicht Untersuchung der Beschickungsereignisse RBF Oberelsungen	42
Tabelle 3-7: Kenngrößen des Einzugsgebietes RBF Ensheim (Dittmer, 2006)	44
Tabelle 3-8: Kenngrößen Vorstufe RBF Ensheim (Dittmer, 2006)	45
Tabelle 3-9: Kenndaten des RBF Ensheim (Dittmer, 2006)	45
Tabelle 3-10: Übersicht Untersuchung der Beschickungsereignisse RBF Ensheim	47
Tabelle 3-11: Kombinationen der Randbedingungen VN1	57
Tabelle 4-1: Zusammenfassung der Stoffströme CSB_hom OE	84
Tabelle 4-2: Gemittelte Zulaufmengen und MEK $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in OE	90
Tabelle 4-3: Zusammenfassung der Stoffströme für $\text{NH}_4\text{-N}$ in OE	91
Tabelle 4-4: Zusammenfassung der Stoffströme für den CSB in EH (Dittmer, 2006)	102
Tabelle 4-5: Allgemeine Kenngrößen Einzelereignisse RBF EH	104
Tabelle 4-6: Einzelereignisse CSB RBF EH	104
Tabelle 4-7: Zusammenfassung der Stoffströme für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in EH (Dittmer, 2006)	108
Tabelle 4-8: Einzelereignisse $\text{NH}_4\text{-N}$ RBF EH	110
Tabelle 4-9: Vergleich Kenngrößen RBF-Anlagen Oberelsungen und Ensheim	112
Tabelle 4-10: Messwerte der Lagerungsdichte [kg/dm^3] für verschiedene Substrate	135
Tabelle 4-11: Messwerte von Wassergehalten und Porositäten [Vol.-%]	136
Tabelle 4-12: Messwerte der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit [m/s]	137
Tabelle 4-13: Übersicht Ergebnisse Bodenparameterbestimmung zu Simulationszwecken	138
Tabelle 5-1: Parameter Tracerversuche Nutschen	155
Tabelle 5-2: Parameter Tracerversuche RBF-Säulen	159
Tabelle 5-3: Mess- und Simulationswerte Tracerversuche PKA-Säulen	162
Tabelle 5-4: Sensitivität von Eingangsparametern bei Kalibrierung von Tracerversuchen	163
Tabelle 5-5: Qualitative Einflüsse von Parameteränderungen auf Ablaufanglinien und Tracerdurchbruch	164
Tabelle 5-6: Parameter der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption für RBF-Säulen und Nutschen	166
Tabelle 5-7: Varianten der CSB-Zulaufmengen zur Ermittlung stabiler Eingangsdaten	172
Tabelle 5-8: Verhältnis XA/XH im Tiefenprofil ohne CS-Sorption	174
Tabelle 5-9: Varianten der Anwendung von CW2D auf Hochlastversuch ES35	176
Tabelle 5-10: Subvarianten CSB-Fraktionierung bei Anwendung CW2D auf Hochlast ES35	176
Tabelle 7-1: Hydraulische Eingangsparameter Säulenversuche, RSF_DiSc	193
Tabelle 7-2: Zusätzliche hydraulische Eingangsparameter Säulenversuche, RSF_Sim	193
Tabelle 7-3: Varianten CSB-Simulationen mit RSF_Sim	196
Tabelle 7-4: Eingangsparameter CSB ES35, Kalibrierung RSF_DiSc	197
Tabelle 7-5: Eingangsparameter CSB ES35, RSF_Sim (KalCSB_ES1)	198
Tabelle 7-6: Varianten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Simulation mit RSF_Sim	203
Tabelle 7-7: Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ES35, Kalibrierung RSF_DiSc	204
Tabelle 7-8: Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ES35, RSF_Sim (KalNH4_ES1)	205

Tabelle 7-9: Zu KalNH4_ES1 abweichende Eingangsparameter (KalNH4_ES2).....	207
Tabelle 7-10: Abweichende Eingangsparameter NH ₄ -N ES40 (ValNH4_ES1).....	209
Tabelle 7-11: Abweichende Eingangsparameter NH ₄ -N (ValNH4_ES2)	210
Tabelle 7-12: Abweichende Eingangsparameter NH ₄ -N (ValNH4_ES3)	210
Tabelle 7-13: Hydraulische Eingangsparameter RBF EH.....	216
Tabelle 7-14: Eingangswerte der Abhängigkeit des n_CSB_S_t1 von der TP-Dauer (FL_t1)	221
Tabelle 7-15: Varianten Langzeitsimulation CSB_S EH	222
Tabelle 7-16: Konstante Eingangsparameter NH ₄ -N Kalibrierungen EH	224
Tabelle 7-17: Variable Eingangsparameter NH ₄ -N Kalibrierungen EH	224
Tabelle 7-18: Kreuzvergleiche Kalibrierung NH ₄ -N Einzelereignisse EH.....	226
Tabelle 7-19: Hydraulische Eingangsparameter RBF OE.....	227
Tabelle 7-20: Varianten Langzeitsimulation CSB_S OE	231
Tabelle 7-21: Langzeitliche Bilanzierung anorganischer Stickstofffraktionen OE	238
Tabelle 7-22: Varianten Optimierung RBF OE mittels RSF_Sim	240
Tabelle 7-23: Vergleich hydraulischer Filterbelastung in Optimierungsvarianten	240
Tabelle 7-24: Vergleich der Verringerung des CSB in Optimierungsvarianten	241
Tabelle 7-25: Vergleich der Verringerung der NH ₄ -N-Gewässerbelastung in Varianten.....	242
Tabelle A 1: Übersicht Säulenversuche Rheinsand (Woźniak, 2007).....	261
Tabelle A 2: Beschickung RBF-Säulenversuch ES35.....	262
Tabelle A 3: Beschickung RBF-Säulenversuch ES40.....	262
Tabelle A 4: Allgemeine Kenngrößen Einzelereignisse RBF Oberelsungen.....	264
Tabelle A 5: Einzelereignisse CSB RBF Oberelsungen.....	265
Tabelle A 6: Einzelereignisse Stickstofffraktionen RBF Oberelsungen.....	266
Tabelle A 7: Eingangsparameter RSF_DiSc.....	275
Tabelle A 8: Eingangsparameter RSF_Sim Hydraulik	279
Tabelle A 9: Eingangsparameter RSF_Sim Konvektion	285
Tabelle A 10: Startwerte RSF_Sim filtrierte Frachten	288
Tabelle A 11: Eingangsparameter zweistufig lineare Sorption S2	293
Tabelle A 12: Eingangsparameter NH ₄ -N RSF_DiSc	308
Tabelle A 13: Eingangsparameter NO ₃ -N RSF_DiSc	310
Tabelle A 14: Eingangsparameter NH ₄ -N RSF_Sim.....	312

ABKÜRZUNGEN

Abkürzung	feste Einheit	Beschreibung
AFS		abfiltrierbare Stoffe
ATP		Adenosintriphosphat
B		Fracht
BP		Beschickungspause
BS	[%]	Betrieblicher Sättigungsgrad
BSB ₅		Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BWG	[%]	Frachtwirkungsgrad
CSB _{hom}		chemischer Sauerstoffbedarf (= CSB = CSB _S + CSB _X)
CSB _S		Summenparameter gelöste CSB-verursachende Stoffe
CSB _X		Summenparameter partikuläre CSB-verursachende Stoffe
CI		nicht abbaubare CSB-Anteile (gelöst) im Modell CW2D
CR		langsam abbaubare CSB-Anteile (gelöst und partikulär) im Modell CW2D
CS		schnell abbaubare CSB-Anteile (gelöst) im Modell CW2D
CO ₂		Kohlendioxid
CW		constructed wetland
CW2D		Constructed Wetlands 2-Dimensional
cWG		Konzentrationswirkungsgrad
DNA		Desoxyribonukleinsäure
EH		Saarbrücken-Ensheim (RBF-Anlage)
EPS		extrazelluläre polymere Substanzen
h _{FA}	[m ³ /m ² = m]	hydraulische Flächenbelastung eines Ereignisses = Stapelhöhe
h _{FA}	[m ³ /(m ² *a)]	jährliche hydraulische Flächenbelastung
Ks	[m/s]	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K _f -Wert) im Modell CW2D
MEK		volumengewichtete mittlere Ereigniskonzentration
NH ₄ -N		Ammoniumstickstoff
NO ₂ -N		Nitritstickstoff
NO ₃ -N		Nitratstickstoff
O ₂		elementarer Sauerstoff
OE		Oberelsungen (RBF-Anlage)
orgN		organischer Stickstoff
OK		Oberkante
Q		Abflussintensität
Qr	[%]	Restwassergehalt im Modell CW2D
Qs	[%]	Sättigungswassergehalt im Modell CW2D
RBF		Retentionsbodenfilter zur weitergehenden Mischwasserbehandlung
RNA		Ribonukleinsäure
RSF_DiSc		RBF-Modell nach Dittmer und Schmitt
RSF_Sim		Retention Sand Filter Simulation, Weiterentwicklung von RSF_DiSc
RÜ		Regenüberlauf
RÜB		Regenüberlaufbecken
PKA		Pflanzenkläranlage
TB		Teilbeschickung
TN		Gesamt-Stickstoff
TP		Trockenphase = Trockenperiode
TS		Trockensubstanz
V		Volumen
WG		= BWG

1 EINLEITUNG

Der allgemeine Gewässerzustand in Deutschland wurde in den 1990er Jahren sowohl durch den weit verbreiteten Einsatz biologischer Reinigungsstufen in Kläranlagen als auch durch die Errichtung von Regenüberlaufbecken zur Mischwasserbehandlung erheblich verbessert. Vor allem für sensible aquatische Lebensräume stellen Mischwasserentlastungen jedoch weiterhin eine Gefährdung dar. Die wesentlichen Risiken bestehen nach HMULV (2008b) in

- der Schädigung der Lebensgemeinschaften durch gelöste Abwasserinhaltsstoffe,
- der Verschlammung der Gewässersohle durch Feststoffbelastungen,
- der Veränderung der Gewässerstruktur (Tiefen- und Ufererosion) sowie in der Schädigung der Lebensgemeinschaften (Abdrift) durch hydraulische Belastungen
- sowie in einer eingeschränkten Freizeitnutzung durch bakterielle Belastungen.

Die EG-WRRL (2000) fordert einen „guten chemischen und ökologischen Zustand“ aller Oberflächengewässer. Sollte dieser nicht vorliegen, so sind entsprechende Maßnahmen zu ergreifen. Im Rahmen der Umsetzung dieser Forderungen werden u. a. auch höhere Anforderungen an die Mischwasserbehandlung gestellt (BWK, 2001; HMULV, 2004; ATV-DVWK, 2000).

Retentionsbodenfilter (RBF) haben sich als wirkungsvolle Maßnahme zur weitgehenden Reduzierung von Gewässerbelastungen durch Mischwasserentlastungen bewährt. Im Gegensatz zu den klärtechnischen Verfahren der Mischwasserbehandlung in Regenüberlaufbecken – auch in Kombination mit Wirbel- oder Lamellenabscheidern – findet in RBF eine Behandlung statt, die über eine Feststoffabtrennung durch Sedimentation hinausgeht. Diese weitergehende Behandlung liegt sowohl in der nahezu vollständigen Feststoffabtrennung durch Filtration als auch in der bisher einzig praxistauglichen Methode zur Reduzierung gelöster Inhaltsstoffe (Dittmer, 2006).

Einer verminderten Gewässerqualität liegen unterschiedliche Einflüsse von Mischwasserentlastungen zu Grunde. RBF dienen im Allgemeinen der Verminderung des hydraulischen Stresses durch Abflussspitzen, des Sauerstoffbedarfes, der u. U. fischtoxischen Ammoniakkonzentration eines direkten Abschlages sowie der Belastung der Gewässersohle durch Feststoffeintrag (siehe u. a. Borchardt, 1999; Fischer, 1998, Fuchs, 1997, Lammersen, 1997). Damit beugt der Einsatz von RBF-Anlagen solchen Gefährdungen vor.

Veranlassung

Obwohl die Wirksamkeit von RBF grundsätzlich belegt ist, sind wesentliche Prozesse erst in der jüngeren Vergangenheit untersucht worden. Das komplexe und teils diffuse Zusammenspiel verschiedener Einflussfaktoren kann als wenig bekannt bezeichnet werden. Die vorliegende Arbeit zur Modellierung und Simulation dieser Zusammenhänge gründet auf Arbeiten von Schmitt et al. (2005 / 2006), Dittmer (2006) und Woźniak (2007) zu Untersuchungen im großtechnischen Maßstab sowie unter Laborbedingungen. Im Vordergrund standen dabei Rückhalt und Abbau organischer Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen - ergänzende Erkenntnisse wurden zu physikalischen Kenngrößen von Filtermaterialien, zur Biomasse hinsichtlich Verteilung und Aktivität sowie zum Sauerstoffhaushalt im Filterkörper gewonnen. Si-

mulationsrechnungen erscheinen hilfreich, um Einflüsse und Auswirkungen interagierender Teilprozesse besser zu verstehen.

Als Nachweis zur Dimensionierung eines RBF wurde bereits früh die hydraulischen Belastung der Filterfläche durch Simulation von Kanalnetzen ermittelt (LfU, 1998) und ist heute als solche vorgeschrieben (DWA-M 178, 2005). Da gerade bei der integralen Betrachtung von Kanalnetzen und Abwasserreinigungsanlagen im Zuge von Erweiterungs- und Sanierungsmaßnahmen Schmutzfrachtsimulationen durchgeführt werden, erscheint es angebracht, auch die im RBF stattfindenden Reinigungsprozesse nachzubilden. Mit Hilfe eines geeigneten Werkzeuges zur Simulation der Reinigungsleistung kann der Einsatz von RBF optimiert werden, indem ausgesuchte Kennwerte an die auftretenden hydraulischen wie stofflichen Belastungen angepasst werden. Das Merkblatt DWA-M 178 (2005) gibt hierzu zwar verallgemeinerte Hinweise, bezeichnet die Prozessbeschreibung jedoch „als Gegenstand laufender Forschungsarbeiten“. Auch eine Erweiterung des Anwendungsbereiches von RBF erscheint mit geeigneten Modellen denkbar, da sich die Verwendung spezieller Materialien, die Planung gesonderter Bauformen zur Verringerung des Flächenbedarfes sowie weitergehenden Anforderungen der bisherigen Anwendung überprüfen ließen.

Zielsetzung

Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit besteht zunächst in der Erweiterung des Kenntnisstandes durch Auswertung von Messdaten, welche weitgehend vorlagen und durch weitere Untersuchungen ergänzt wurden. Bei der Dateninterpretation stehen Fragen zu Möglichkeiten einer verallgemeinerten Einschätzung der Leistungsfähigkeiten von RBF-Anlagen im Vordergrund – insbesondere durch den Vergleich zweier großtechnischer Anlagen. Das so erweiterte Verständnis soll durch Simulation der wirkenden Zusammenhänge mit einem bestehenden, detaillierten Modell überprüft werden. Die langfristige Zielsetzung liegt in der Entwicklung eines geeigneten Modells zur Optimierungsanwendung von Planung, Bau und Betrieb eines RBF. Dieses soll die wesentlichen Reinigungsprozesse und ihre Einflussfaktoren umfassen, jedoch in seinem Detaillierungsgrad die praxisgerechte Nutzung nicht einschränken. Die Möglichkeiten des neuen Modells sollen durch Nachbildungen der vorliegenden Datengrundlage aufgezeigt werden. Schließlich sollen Hinweise zur Verwendung als Planungsinstrument aus einer Optimierungsstudie für einen der untersuchten RBF abgeleitet werden.

Vorgehensweise

Um grundlegende Modellierungsanforderungen darzustellen, erfolgt nach einer Abgrenzung der Thematik (Kap. 2.1) eine Einführung in das Funktionsprinzip von RBF (Kap. 2.2) und den Stand der Technik (Kap. 2.3). Im Anschluss wird der vorliegende Kenntnisstand einerseits anhand einer Vielzahl von im Filterbecken auftretender Prozesse dargelegt (Kap. 2.4), andererseits erfolgt eine stoffspezifische Betrachtung der Filterpassage (Kap. 2.5). Eine Übersicht geeigneter vorhandener Modellansätze zur Beschreibung der Filterleistung mit Wiedergabe der Erkenntnisse eigener vorhergehender Simulationsarbeiten (Kap. 2.6) schließt sich vor einer Zusammenfassung der Wissensgrundlage an.

Die verwendeten Materialien und Methoden umfassen zunächst die Beschreibungen und Zusammenfassungen von Untersuchungskonzepten in Forschungsprojekten an verschiedenen Universitäten (Kap. 3.1). Ergänzend werden Versuche dargestellt, die im Umfeld der Projekte zusätzlich und speziell im Hinblick auf Simulationsarbeiten durchgeführt wurden. Nach Beschreibung der Datengrundlage erfolgt eine Darstellung der zur Auswertung verwendeten Methoden (Kap. 3.2). Abschließend werden bestehende Simulationsmodelle im Detail betrachtet (Kap. 3.3), um ihre Anwendung und ggf. Weiterentwicklung dokumentieren zu können.

In Kap. 4 wird eine simulationsspezifische Aufbereitung und Auswahl aller vorliegenden Messdaten dargelegt. Dazu werden bekannte Ergebnisse zitiert und zusammengefasst, bevor eine Ergänzung um neue Aspekte erfolgt. Eine Besonderheit stellt dabei die RBF-Anlage Oberelsungen dar, da durch die Universität Kassel Rohdaten ohne Auswertung und Interpretation zur Verfügung gestellt wurden. Die Analyse aller Untersuchungsergebnisse zielt einerseits auf die Gewinnung von Eingabewerten für Simulationsstudien mit unterschiedlichen Berechnungsmethoden - andererseits werden prägende Einflussfaktoren auf die Reinigungsprozesse gesucht, die Eingang in einen neuen Modellansatz finden sollen.

Die Nachbildung der Wirkweisen von RBF beginnt mit Anwendungen des numerischen Modells CW2D (Langergraber, Šimůnek; 2005a/2006) in Kap. 5. Dieses für Pflanzenkläranlagen entwickelte Programm beinhaltet detaillierte Prozessbeschreibungen, deren Übertragbarkeit auf RBF überprüft wird. Aus den gewonnenen Erkenntnissen werden Grenzen der Anwendbarkeit aufgezeigt und Verbesserungsvorschläge des vorliegenden Modells abgeleitet. Darüber hinaus dient die Beurteilung der im Detailmodell verwendeten Berechnungsansätze der Findung vereinfachter Methoden.

Die Zusammenführung des vorhandenen Kenntnisstandes mit der erweiterten Datengrundlage und den mit CW2D erarbeiteten Simulationsergebnissen erfolgt in Kap. 6. Dabei werden Kernaspekte einer geeigneten langzeitlichen Nachbildung von RBF als Teil einer Schmutzfrachtsimulation herausgestellt und anschließend in Berechnungsansätze überführt. Die Überprüfung eines Modellansatzes nach Schmitt und Dittmer (2007) hinsichtlich der erkannten Merkmale führt durch Überarbeitung und Erweiterung zu einem neuen Modell (RSF_Sim).

Der Entwicklungsfortschritt von RSF_Sim wird in Kap. 7 anhand einer Simulationsstudie an Laborversuchen mit Filtersäulen aufgezeigt. Im Anschluss wird die Tauglichkeit des erweiterten Ansatzes zur Nachbildung von zwei RBF-Anlagen überprüft und diskutiert. Das abschließende Kap. 8 beinhaltet eine Zusammenfassung aller gewonnenen Erkenntnisse mit Ausblick auf weitere Schritte der Modellentwicklung und Vorschlägen zur Optimierung von RBF-Anlagen.

2 GRUNDLAGEN UND KENNTNISSTAND

Nach Festlegung von Begriffsdefinitionen und Abgrenzung der Thematik erfolgt in diesem Kapitel eine allgemeine Einführung in das Funktionsprinzip von RBF und den Stand der Technik. Dazu werden zunächst die Teilprozesse von Strömung, Stofftransport, Stoffrückhalt und Stoffumsatz in durchströmten Filterkörpern eingehend erläutert. An diese grundlagen- und prozessorientierten Ausführungen schließt sich eine Zusammenfassung von Betriebserfahrungen und Forschungsarbeiten zur Untersuchung der Reinigungsleistung von RBF an. Im Hinblick auf die Modellierungs- und Simulationsarbeit wird zudem ein Überblick auf bestehende Modelle und deren Anwendungsziele gegeben.

2.1 Definition und Abgrenzung der Thematik

Um den Untersuchungsgegenstand zu beschreiben, sind eindeutige Begriffsdefinitionen notwendig. Dies gilt umso mehr, da einige zentrale Begriffe der vorliegenden Arbeit im Sprachgebrauch verschiedener Fachdisziplinen mit unterschiedlichen Bedeutungen belegt sind. Daher wird im Folgenden die Nomenklatur der weitergehenden Mischwasserbehandlung in RBF für die vorliegende Arbeit festgelegt.

Regenwasserbehandlung wird nach Schmitt (2002) als Oberbegriff für Maßnahmen zur Behandlung von Abflüssen bei Regenwetter im Misch- und Trennsystem verwendet. Mischwasserbehandlung bezeichnet demnach entsprechende Maßnahmen im Mischsystem. Maßnahmen, die eine Verringerung der Gewässerbelastung zum Ziel haben und über die Anforderungen im Normalfall (Normalanforderungen) hinausgehen, werden unter dem Begriff „weitergehende Mischwasserbehandlung“ zusammengefasst. Die Normalanforderungen gelten u. a. als erfüllt, wenn Regenbecken und Entlastungsanlagen entsprechend den Vorgaben des ATV-Arbeitsblattes A 128 (ATV, 1992) bemessen sind. Weitergehende Anforderungen ergeben sich darin aus Immissionsbetrachtungen bei empfindlichen oder ausgesprochen schutzwürdigen Gewässern sowie Gewässern mit besonderen Nutzungen. Im Merkblatt DWA-M 178 „Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von RBF-Anlagen zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ (2005) wird unter weitergehender Behandlung die „Entfernung von Feststoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen und bei geeignetem carbonathaltigen Filtermaterial auch oxidierbaren Stickstoffverbindungen (orgN, NH₄) und Metallen“ verstanden.

Die Behandlung von Abwässern mittels Filterpassage ist in vielfältigen Erscheinungsformen ausgeprägt. In diesem Zusammenhang wird der Begriff „Bodenfilter“ (BF) nicht als Synonym für ein spezielles Verfahren verwendet, sondern je nach Verfahren mit unterschiedlichen Bedeutungen belegt.

Ein BF zur Reinigung von häuslichem Schmutzwasser wird im allgemeinen Sprachgebrauch als Pflanzenkläranlage (PKA) bezeichnet. In der kommunalen Abwasserreinigung werden im Arbeitsblatt A 262 (ATV, 2006) „bepflanzte BF“ als „von Röhrichtpflanzen bewachsene, sandig-kiesige Bodenkörper, die horizontal oder vertikal durchströmt werden“ benannt. Auch bei der Behandlung von Oberflächenabläufen, z. B. aus dem Straßenraum, werden BF einge-

setzt. Ein weiteres Anwendungsgebiet ist die weitergehende Reinigung von Kläranlagenabläufen. Unter den Begriff BF fallen somit vielfältige künstlich aufgebaute Filterkörper mit unterschiedlichen Durchströmungsrichtungen, mit/ohne Abdichtung, mit intermittierender Füllung/Entleerung, Dauerstau oder Teileinstau, mit/ohne Bewuchs durch Schilfpflanzen etc.

Im Merkblatt DWA-M 178 (2005) sind RBF als „stets zweistufige Bauwerke der Regenwasserbehandlung, bestehend aus einem Regenbecken und einem diesem nachgeschalteten Filterbecken“ klassifiziert. Das Filterbecken ist als „Bauwerk zur Behandlung von Misch- und Regenwasser durch naturnahe Filtration“ definiert, wohingegen der Begriff BF mit „Filterbecken mit den Hauptzielen der Abtrennung partikulärer Stoffe sowie des biologischen Abbaus gelöster Stoffe“ belegt wird. Die Aufgaben des Filterbeckens im RBF gehen somit über mechanische Prozesse hinaus. Es besteht aus einem vorgeschalteten oder übergeordnetem Retentionsraum und einem Filterkörper, in dem eine mechanisch-biologisch-chemische Reinigung erfolgt. Nach strengster Abgrenzung umfasst der Filterkörper nicht den gesamten sand- und kiesgefüllten Raum des Filterbeckens, sondern ist allein auf das Filtermaterial begrenzt. Ein oberhalb angeordneter Retentionsraum ermöglicht eine möglichst kleine Filterfläche, daher ist seine Integration in das Filterbecken die vorherrschende Bauform.

RBF werden ausschließlich zur Regenwasserbehandlung eingesetzt. Sie können auch als „dezentral angeordnete Kläranlagen zur Niederschlags- und Mischwasserbehandlung“ bezeichnet werden (LFU, 2002). Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind ausschließlich RBF im Spezialfall der weitergehenden Behandlung von Mischwasser aus Vorstufenentlastungen.

Eine Kombination von PKA und RBF findet sich im Saarland unter der Bezeichnung „Pflanzenkläranlagen im Mischsystem“ (Drescher et al. 2007/2010). Das Konzept dieser Anlagen liegt in der wöchentlich alternierenden Beaufschlagung zweier Vertikalfilterbeete als PKA im Trockenwetterfall. Im Regenwetterfall kann die Beschickungsmenge für ein Beet auf den doppelten Trockenwetterabfluss plus Fremdwasseranfall erhöht werden. Darüber hinausgehende Zuläufe werden in einem 3. Filterbecken (Ausweichbodenfilter) aufgefangen, welches in seiner Funktion einem RBF ähnelt. Alle Zuläufe werden in einem belüfteten Vorteich vorbehandelt.

Auch in der internationalen Literatur ist bisher keine einheitliche Nomenklatur für die verschiedenen Anlagenformen von BF erkennbar. Der Obergriff „Constructed Wetlands (CWs)“ (künstliche Feuchtgebiete) ist sogar noch weiter gefasst, da auch andere naturnahe Reinigungsverfahren wie z. B. Teichkläranlagen darunter fallen. Weiterhin lassen auch anthropogene Nutzungen von natürlichen Feuchtgebieten diese zu CWs werden. CWs werden international in vielfältigster Weise zur Behandlung von Schmutzwasser, Regenwasser, landwirtschaftlichen und industriellen Abwässern sowie von Deponiesickerwasser eingesetzt (Kadlec et al., 1996).

Als Ansatz einer Nomenklatur werden CWs in Gruppen mit horizontaler oder vertikaler Durchströmung (HF Horizontal Flow, VF Vertical Flow) und mit intermittierender Beschickung oder im Dauerstau (SSF SubSurface Flow, SF Surface Flow) unterteilt. Weiterhin kann nach vorhandenem Bewuchs (RP Reed Planted) unterschieden werden und die zu reinigende Abwasserart mit in die Bezeichnung aufgenommen werden. Dieser Namensfindung folgend wird ein RBF zu einem „Reed Planted Vertical SubSurface Flow Constructed Wetland for Enhan-

ced Combined Sewer Overflow Treatment“. Da dieses Begriffskonstrukt auch abgekürzt kaum der Klarheit dienen kann, wird durch den Verfasser die Abkürzung RSF für die wörtliche Übersetzung „Retention Soil Filter“ verwendet. Die Abkürzung RSF kann auch für „Retention Sand Filter“ stehen, wobei dieser Begriff aus Sicht der Bodenkunde als der exaktere anzusehen ist, da Boden (Soil) nicht gebaut werden kann, sondern natürlich entstanden sein muss (Scheffer, Schachtschabel, 2010).

Im internationalen Vergleich stellten die RBF im Mischsystem bis zum Ende der vergangenen Dekade einen deutschen Sonderweg dar. Mit steigendem Druck zur Einhaltung der Anforderungen der EU-WRR (2000) wuchs in jüngster Vergangenheit das Interesse im europäischen Ausland (z. B. Frankreich, Italien, Belgien, Dänemark), da Mischwassereinleitungen häufig die Gewässerqualität zu stark beeinträchtigen. Im Vordergrund steht dabei weniger die weitergehende Reinigung der Vorstufenentlastung, als vielmehr die Substitution von RÜB durch RBF. Die in Deutschland vorliegenden Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb finden dabei große Beachtung, ebenso die Veröffentlichung von Uhl & Dittmer (2005a) als Stand der Technik in englischer Sprache.

Über die Abgrenzung der Thematik hinaus ist eine Definition fachspezifischer Begriffe in Bezug auf die vorliegende Arbeit notwendig. Das in ein Filterbecken eintretende Mischwasser wird im Folgenden als Beschickungswasser, Beaufschlagung oder vereinfacht als Zulauf bezeichnet. Das in der Literatur zu findende Synonym „Substrat“ bezieht sich dagegen auf das verwendete Filtermaterial. Wiederum in Abgrenzung dazu wird eine sich auf der Oberfläche eines RBF bildende Schicht aus filtrierten und sedimentierten Feststoffen sowie abgestorbenen Schilfpflanzen hier als Sediment deklariert.

2.2 Funktionsprinzip von RBF im Mischsystem

Mischwasserentlastungen treten an den im Kanalnetz vorgesehenen Stellen der Regenüberläufe (RÜ), Regenüberlaufbecken (RÜB) und Stauraumkanäle (SK) auf. Daraus ergeben sich Abhängigkeiten vom Niederschlagsverhalten sowie vom Abflussverhalten des Einzugsgebietes. Aus dem stochastischen Charakter von Niederschlagsereignissen folgt eine große Bandbreite der hydraulischen und stofflichen Belastungskenngrößen.

Der Begriff der weitergehenden Mischwasserbehandlung in RBF bezieht sich auf den Begriff der Mischwasserbehandlung in konventionellen Entlastungsanlagen (RÜB und SK). Aufgrund der Speicher- und Absetzwirkungen in RÜB und SK wird gegenüber RÜ von einem deutlich geringeren Verschmutzungsgrad ausgegangen. Besonders die verringerte partikuläre Belastung begründet bisher die eingeschränkte Verwendung von RBF für Mischwasserentlastungen nur aus RÜB oder SK. Durch die speziellen Eigenschaften von vorbehandelten Mischwasserentlastungen unterscheiden sich RBF grundlegend von anderen BF.

Während BF zur Schmutzwasserbehandlung in annähernd regelmäßigen Intervallen i. d. R. mehrmals täglich beschickt werden, treten im Betrieb von RBF sowohl Dauerbeschickungen über mehrere Tage als auch mehrmonatige Trockenperioden auf. Dabei zeigt sich nicht nur eine große Varianz der Belastungsfolgen verschiedener Ereignisse, sondern auch eine be-

sondere Dynamik der Volumenströme und Stoffkonzentrationen innerhalb eines Beschiekungsereignisses. Hinsichtlich des Aufbaus unterscheiden sich RBF dagegen weniger von anderen BF. Einen schematischen Schnitt zeigt Abbildung 2-1, Beispiele von Grundrissen werden im Zusammenhang mit der Beschreibung zweier großtechnischer Anlagen in Kap. 3.1.1 und 3.1.2 aufgezeigt.

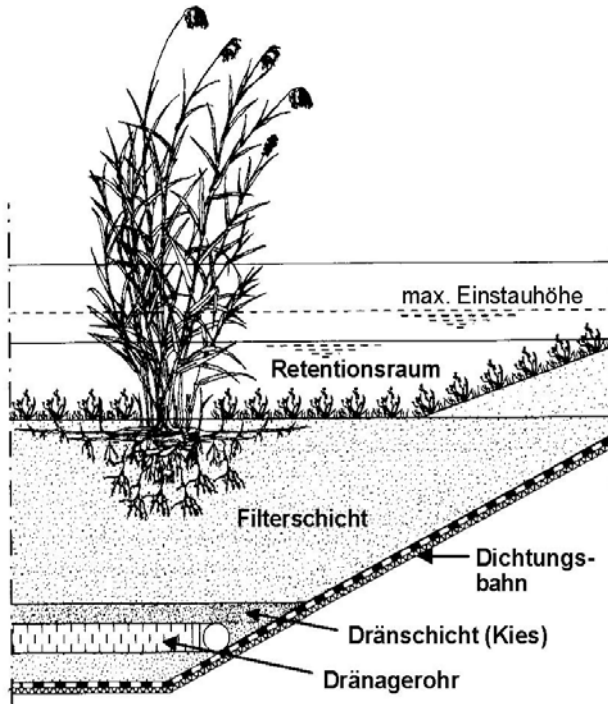


Abbildung 2-1: Schematischer Schnitt durch einen RBF nach (LfU, 1998)

Das Mischwasser gelangt über das Einlaufbauwerk auf die Filteroberfläche, wo es zunächst in Abhängigkeit von der Zulaufintensität und der hydraulischen Leitfähigkeit des Filtermaterials in den Filterkörper eindringt oder sich auf der Oberfläche verteilt. Damit beginnt die Betriebsphase. Bei der vertikalen Durchströmung der Filterschicht unterliegt das Mischwasser den in Kap. 2.4.3 näher beschriebenen Rückhalte- und Reinigungsprozessen. Das aus dieser Schicht austretende Filtrat wird in einer kiesigen Drainageschicht gesammelt und gedrosselt in ein Gewässer eingeleitet.

Durch die Drosselung sättigen sich Drän- und Filterschicht und es kommt zu einem Teileinstau, der sich Richtung Filteroberfläche ausbreitet. Bei entsprechend ergiebigen Beschickungen folgen ein Einstau des gesamten Filterkörpers und anschließend eine Füllung des Retentionsraumes unter Bildung eines freien Wasserspiegels (Überstau). Auf diese Weise werden Entlastungsspitzen zurückgehalten und die Kontaktzeiten des Wassers mit dem Substrat erhöht. Hohe Beschickungsintensitäten und/oder große Entlastungsdauern führen zu einem Erreichen der maximalen Einstauhöhe bis hin zu einem Filterüberlauf. Der Überlauf kann dem Filter vor- oder nachgeschaltet angeordnet werden. Vergleichbar zu Regenüberlaufbecken (RÜB) werden die entsprechenden RBF dann als Fang- bzw. Durchlaufilter bezeichnet. Bei Fangfiltern wird der Mischwasserentlastungsanteil, der nicht durch Filtration behandelt werden kann, direkt in das Gewässer weitergeleitet. In Durchlaufiltern unterliegt der überlaufende

Anteil dagegen Sedimentations- und Abbauprozessen im Retentionsraum, welche jedoch im Vergleich zu den Reinigungsprozessen während der Filterpassage eine geringere Wirkung besitzen.

Nach Ende der Beschickung entleert sich der Filter entsprechend dem eingestellten Drosselablauf. Mit vollständiger Drainage endet die mit Beschickungsbeginn initiierte Betriebsphase. In der vorliegenden Arbeit wird eine Betriebsphase auch als Ereignis bezeichnet. Mit Ereignisende beginnt die Trockenphase, welche wiederum mit der folgenden Beschickung endet (neuer Ereignisbeginn). Im Unterschied zu Trockenphasen (TP) bezeichnen Beschickungspausen (BP) den Zeitraum zwischen dem Ende einer Beschickung und dem Beginn der folgenden. Diese Pausen können auch während eines Ereignisses auftreten, sodass dieses mehrere Teilbeschickungen besitzt.

Die Bepflanzung des Filters trägt bisher nur in sehr schwacher Ausprägung zur Reinigungsleistung bei (Dittmer, 2006). Zwar findet eine Aufnahme von Abwasserinhaltsstoffen in die Biomasse der Schilfpflanzen statt, jedoch werden diese nicht geerntet, wodurch die aufgenommenen Frachten im System verbleiben. Eine wichtige Aufgabe der Pflanzen liegt darin, die Bildung einer undurchlässigen Sedimentschicht auf der Filteroberfläche zu verhindern. Das abgestorbene Pflanzenmaterial bildet zudem eine Streuschicht, die durch ihre Strukturierung eine Belüftung der sedimentierten Stoffe und damit deren weitgehende Mineralisierung ermöglicht.

2.3 Stand der Technik

Als Stand der Technik von RBF ist „de facto“ das Merkblatt DWA-M 178 anzusehen (DWA-M 178, 2005). Dessen historische Entwicklung von der ersten, 1989 in Betrieb genommenen RBF-Anlage in Waldangelloch (Baden-Württemberg) über die landesspezifischen Handbücher „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU, 1998) und „Retentionsbodenfilter“ des MUNLV (2003) ist unter Dittmer (2006) ausführlich beschrieben. Ein wesentlicher Fortschritt bestand dabei in der Substitution bindiger Substrate (Born, 2002) durch technische Sande. Neuere Planungsempfehlungen liegen in Hessen vor (HMULV, 2008a).

Das Merkblatt M-178 dient als Hilfestellung für „die erforderliche Grundlagenermittlung, Dimensionierung, Konstruktion, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen“. „Es ergänzt und erweitert die Regeln des Arbeitsblattes ATV-A 128 (Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen, 1992) sowie des Arbeitsblattes ATV-A 166 (Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung, 1999) und des Merkblattes ATV-DVWK-M 153 (Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, 2000)“ (DWA-M 178, 2005).

Für die vorliegende Arbeit sind vor allem die im Merkblatt M-178 enthaltenen Vorgaben zu Dimensionierung und Betrieb von zentraler Bedeutung. Vorstufe und Filterbecken werden dabei als verfahrenstechnische Einheit betrachtet. Als vorrangige Aufgabe der Vorstufe sollte der Feststoffrückhalt angesehen werden, um eine Verringerung der hydraulischen Durchläs-

sigkeit des Filterkörpers zu vermeiden. Für die bauliche Ausbildung werden dazu Durchlaufbecken empfohlen. Deren Entlastungsrate (e_0) soll 55 % nicht überschreiten. Für Fangbecken und Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung wird empfohlen e_0 auf 50 %, für Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung auf 45 % zu reduzieren. Eine Nachschaltung von Filterbecken an Regenüberläufe wird aufgrund der seltenen Entlastungsereignisse als nicht zweckmäßig angesehen. Für das Einlaufbauwerk des Filterbeckens wird eine bauliche Integration in die Vorstufe empfohlen. Es soll der Minderung der hydraulischen Beanspruchung der Filteroberfläche und der Vegetation dienen und eine gleichmäßige Verteilung des Filterzulaufs gewährleisten. Dazu sind punktförmige Einleitungen und Schwellenbelastungen über $150 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{m})$ zu vermeiden.

Für den Filterkörper ist ein dreischichtiger Aufbau vorzusehen. Als Erosionsschutz ist über dem Filtermaterial eine Deckschicht aus Dränkies (2/8 mm) oder Carbonatbrechstein (2/5 mm) von 5 cm Stärke anzuordnen. Das Filtermaterial muss die physikalischen, chemisch-physikalischen und biologischen Voraussetzungen für die auftretenden Reinigungsprozesse bereitstellen. Dazu werden Sande (0/2 mm) mit speziellen Sieblinienverläufen, jedoch keine bindigen Substrate empfohlen. Bei natürlichen Sanden ist ein Carbonatzuschlag von mindestens 10 % ggf. durch Melioration sicherzustellen, bei technischen Substraten wird ein Anteil von 30 % vorgegeben. Durch das enthaltene Carbonat sind die notwendigen Milieubedingungen zur Nitrifikation sowie eine Metallfixierung langfristig zu sichern. Die Stärke der nicht zu verdichtenden Filterschicht sollte im Mischsystem mindestens 75 cm betragen, die hydraulische Leitfähigkeit sollte bei Inbetriebnahme 10^{-4} m/s nicht unterschreiten. Zur Drainage und Belüftung des Filterkörpers ist eine Dränkiesschüttung (2/8 mm, davon 70 % 2/4 und 30 % 4/8) von mindestens 25 cm Stärke einzubringen, die eine vollständige Filterentleerung sichert. Von der Verwendung von Geotextil zur Trennung von Filterkörper und Dränschicht wird abgeraten. Zur Regelung des Ablaufes ist ein Drosselorgan vorzusehen, welches eine mittlere flächenspezifische Drosselabflussspende von $0,02 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{m}^2)$ gewährleistet. In Abhängigkeit von Korngrößenverteilungen, die von der gegebenen Empfehlung abweichen, ist der Wert auf $0,01 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{m}^2)$ zu reduzieren.

Die Bemessung des Filterbeckens erfolgt durch ein iteratives Verfahren mit Hilfe von Simulationsrechnungen. Als Zielgröße gilt dabei die jährliche hydraulische Flächenbelastung (h_{FA} [$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$]). Die Flächenbelastung wird auch als Filterdurchsatz oder Stapelhöhe (h_{FA} [m]) bezeichnet und soll im langjährigen Mittel 40 m nicht überschreiten. Als Maximalwert für Jahre mit überdurchschnittlicher hydraulischer Filterbelastung gelten 60 m. Der Nachweis erfolgt mit einem Niederschlags-Abfluss-Modell in einer Langzeitsimulation über einen Zeitraum von mindestens 10 Jahren. Auf Grundlage der Gewässerbelastungen werden die Behandlungsziele durch die zuständige Aufsichtsbehörde festgelegt. Der Nachweis erfolgt ebenfalls mittels Langzeitsimulationen mit den Entlastungsraten der aus Vorstufe und Filterbecken bestehenden Gesamtanlage und den Überlaufhäufigkeiten des Filterbeckens als Kriterium.

Auf Grundlage von Untersuchungen der Universität Kassel (Frechen et al., 2008) - zu denen auch die vorliegenden Daten des RBF Oberelsungen zählen - wurden im Bundesland Hessen

die Vorgaben nach Merkblatt M-178 erweitert. Die wesentlichen Unterschiede nach HMULV (2008a) liegen in

- der möglichen teilweisen Substitution des Vorstufenvolumens durch RBF-Volumen,
- der Erhöhung der Beschickungshöhe von 40 auf 50 m im langjährigen Mittel,
- einer empfohlenen Drosselabflussspende von $0,03 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{m}^2)$ mit Ausnahme des Behandlungszieles „Keimreduktion“ (dann $0,01 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{m}^2)$)
- und in der grundsätzlichen Eignungsbescheinigung anderer Substrate, „z. B. Lavasande“.

Als Nachweiskriterium werden somit weiterhin hydraulische Zielgrößen eingefordert, die mit dem Schmutzfrachtmodell SMUSI zu belegen sind. Eine erweiterte Erfassung der Reinigungsleistung von RBF erfolgt hier durch Möglichkeit, die Filtration von abfiltrierbaren Stoffen (AFS) zu berücksichtigen. „Die Wirkung auf die übrigen in der Schmutzfrachtsimulation berücksichtigten Stoffe beschränkt sich auf deren Bindung an die AFS“.

Die saarländischen PKA im Mischsystem (Drescher et al., 2007) geben durch die ersten mehrjährigen Betriebserfahrungen (Drescher et al., 2010 / Bruch et al., 2010) Hinweise auf mögliche zukünftige Weiterentwicklungen von RBF. Einerseits zeigte sich die Bemessung des RBF-ähnlichen Ausweichbodenfilters mit einer jährlichen Stapelhöhe von $h_{FA} = 75 \text{ m}$ als unkritisch, was auf eine bisherige Unterschätzung der Leistungsfähigkeit hinweist. Andererseits wurden sowohl für die Vertikalfilterbeete der PKA, als auch für den Ausweichbodenfilter als Substrat Lavasande eingesetzt, welche nach DWA-M 178 (2005) zu feinkörnig und undurchlässig wären. Betriebsprobleme durch Kolmation traten – stets in Verbindung mit belüfteten Vorteichen – bisher nicht auf. Die Dimensionierung von PKA im Mischsystem erfolgt auf Grundlage des Arbeitsblattes A 262 (ATV, 2006) mit rein hydraulischen Kennwerten.

Die Verwendung stofflicher Zielgrößen zur Dimensionierung von RBF ist Gegenstand der Forschung. Das Merkblatt M-178 verweist auf die Verwendung von Schmutzfrachtmodellen, die in der Lage sein müssen, die jeweilige Bauwerksart realistisch nachzubilden. Gleichzeitig wird von stark vereinfachten Ansätzen ausgegangen. Unabhängig von den Reinigungszielen seien die Kriterien der hydraulischen Flächenbelastung einzuhalten, da sie aus Gründen des Anlagenschutzes und der Betriebssicherheit begrenzt sind. Das Merkblatt beinhaltet darüber hinaus ein Nachweiskriterium zur Betrachtung des Abwasserinhaltsstoffes $\text{NH}_4\text{-N}$. Dabei ist jedoch nicht die Betrachtung des Stoffes selbst, sondern die maximale Einstaudauer einzelner Ereignisse als Hilfsgröße ausschlaggebend. Für die Beachtung weiterer stofflicher Zielgrößen werden die im Folgenden verkürzt wiedergegebenen Angaben gemacht:

Der zuverlässige weitgehende Rückhalt partikulärer Substanzen gilt als anerkannt. Die Elimination gelöster oxidierbarer Verbindungen (DOC, CSB_S, $\text{NH}_4\text{-N}$) unterliegt verschiedenen Teilprozessen, die in Wechselwirkung stehen können (vgl. Kap. 2.4). Der jeweilige Wirkungsgrad hängt dabei von vielfältigen einzugsgebiets- und anlagenspezifischer Einflussfaktoren

ab. Dazu gehören u. a. die Vorgeschichte eines Regenereignisses, die Zuflusscharakteristik und die stoffliche Zusammensetzung. Zur Abschätzung langfristiger Emissionen wird empfohlen, mittlere Jahresfrachten durch Annahme konstanter Ablaufkonzentrationen an vorhandene Messdaten zu kalibrieren. Für die Anwendung der Schmutzfrachtsimulation als Planungsinstrument sind infolge der Vielzahl anlagenspezifischer Einflussfaktoren entsprechende Sicherheitsfaktoren zu berücksichtigen. Weitere Sicherheiten sind infolge von Besonderheiten des Einzugsgebietes einzubringen. Eine Empfehlung von Größenordnungen erfolgt nicht (zusammengefasst nach DWA-M 178, 2005).

In der Planungspraxis unterliegt die Quantifizierung stofflicher Zielgrößen einer Vielzahl von Unsicherheiten. Dies zeigt sich zum einen in der Vorhersagbarkeit der Belastung gebietspezifischer Entlastungen. Die Durchführung von Messkampagnen als Planungsgrundlage erscheint dazu in ihrem zeitlichen wie finanziellen Umfang als nicht vertretbar. Zum anderen ist die Ermittlung von RBF-Belastungsgrenzen als Gegenstand der Forschung anzusehen. Die Konkretisierung von Zielgrößen erfordert daher eine erweiterte Datenbasis. Besonderheiten stellen Belastungen durch Stoffe dar, denen gegenüber ein RBF nicht gezielt regenerierbar erscheint, so z. B. Phosphor oder Schwermetalle. Hierzu kann erst der langjährige Betrieb Aufschluss geben.

Die als Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ausgewiesene Erstellung eines vereinfachten RBF-Modells als Planungs- und Optimierungswerkzeug soll dazu beitragen, die bestehende Lücke zwischen integrierter Betrachtung von Kanalnetzen und Kläranlagen einerseits und der weitgehend hydraulischen Bemessung von RBF-Anlagen andererseits zu schließen. Als besondere Voraussetzung liegen dazu die Ergebnisse von Messkampagnen an zwei großtechnischen Anlagen (Saarbrücken-Ensheim, Oberelsungen) vor, die durch vielfältige Laboruntersuchungen ergänzt werden. Zudem werden die Anwendungsergebnisse eines detaillierten biokinetischen Reaktionsmodells zur Erarbeitung eines zur Langzeitsimulation geeigneten Ansatzes herangezogen.

2.4 Beschreibung grundlegender Prozesse der Filterpassage

Aufgrund des naturnahen Charakters von Abwasserreinigungsverfahren mittels Filterpasse ergeben sich eine Vielzahl von auftretenden Teilprozessen und deren Interaktion. In diesem Kapitel sollen einzelne Prozesse zunächst isoliert betrachtet werden. Dabei ist die Zusammenfassung des Kenntnisstandes hier nicht allein auf die Siedlungswasserwirtschaft bezogen, sondern um Erkenntnisse anderer Fachdisziplinen ergänzt. Der Bezug zu RBF ergibt sich intensiviert im Zusammenhang mit einer stoffspezifischen Betrachtung in Kap. 2.5.

Die Beschreibungen von Wasserbewegung und Stofftransport innerhalb des Substrates sind Gegenstand der Geohydraulik. Die Bodenkunde – speziell mit landwirtschaftlichem Bezug – liefert Erkenntnisse zu Stoffhaushalt und Stoffumsatzprozessen in Böden. Aus der Siedlungswasserwirtschaft sind Kenntnisstände aus der Niederschlagswasserbehandlung und aus der Schmutzwasserbehandlung mit BF zu betrachten.

In allen genannten Fachdisziplinen werden Modellvorstellungen entwickelt, die der Abbildung der Wirklichkeit dienen sollen. Die aus experimentellen Befunden und theoretischen Übertragungen hergeleiteten Vorstellungen zu den Prozessabläufen im Filterkörper bilden die Grundlage für die spätere Interpretation der Messergebnisse. Sie sind ebenso Basis der Bewertung von Simulationsprogrammen und zur Erarbeitung eigener zusammenfassender Modellvorstellungen.

2.4.1 Wasserbewegung im Filterkörper

Die Wasserbewegung ist als grundlegende Voraussetzung für stoffliche Prozesse während einer Filterpassage anzusehen, da sie die Rahmenbedingungen hinsichtlich des räumlichen und zeitlichen Verbleibes von Inhaltsstoffen liefert. Für gelöste Inhaltsstoffe sind speziell Kontaktflächen und Aufenthaltszeiten maßgebend, während die Verteilung filtrierbarer Stoffe durch den Porenraum des porösen Mediums bestimmt wird. Somit besitzt die Wasserbewegung (flüssige Phase) in Verbindung mit der Struktur des Filterkörpers (feste Phase) Einfluss auf die Reinigungsleistung. In der vorliegenden Arbeit werden als Substrate ausschließlich technische Sande betrachtet. Bezüglich einer detaillierten Unterscheidung von Wasserbewegungen in Böden wird auf Dittmer (2006) verwiesen.

2.4.1.1 Kornform und Kornoberfläche

Im kleinsten Betrachtungsmaßstab beeinflussen Formen und Oberflächen der mineralischen Bodenkörner die Durchströmung. Durch die Kornform wird die Porosität eines Bodens bestimmt, daraus ergeben sich prägende Eigenschaften im Zusammenspiel der festen, flüssigen und gasförmigen Phasen sowie Voraussetzungen zum Aufbau der Bodenbiologie.

Der Charakter eines Bodens wird durch seine organischen und anorganischen Komponenten bestimmt. Technische Sande enthalten dagegen i. d. R. einen sehr geringen Anteil an organischer Substanz, dadurch ist die Korngröße und Oberfläche für die Ausbildung des Gefüges ausschlaggebend. Die für die RBF empfohlenen (fluvialen) Sandsubstrate sollten grundsätzlich aus kantengerundeten Körnern bestehen, damit die Besiedlung durch Pflanzenwurzeln und Bodenwürmer nicht behindert wird. Scharfkantige Sande sollten nicht verwendet werden. Eine vergrößerte spezifische Oberfläche begünstigt einzelne Mechanismen des Stoffrückhaltes (vgl. Kap. 2.4.3.2), geht jedoch mit einer verringerten Korngröße einher, wobei generell bei einem ausgeprägten Feinanteil (T+U) vor einer sehr starken Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit gewarnt wird (MUNLV, 2003 / DWA-M 178, 2005).

2.4.1.2 Korngefüge und Porenstruktur

Nach Stand der Technik werden als Filtermaterial für RBF unverdichtete Sande mit bestimmter Korngrößenverteilung eingesetzt (DWA-M 178, 2005). Dadurch werden vereinfachte modellhafte Vorstellungen der Wasserbewegung möglich, weil von einem sog. Primärgefüge ausgegangen werden kann, bei dem die Bodenpartikel frei nebeneinander liegen. Im Gegen-

satz dazu treten in natürlichen Böden Sekundärgefüge auf, bei denen Partikelgruppen (Aggregate) in unterschiedlich stabilen Verbindungen auftreten (Scheffer, Schachtschabel, 2010).

Die Porenstruktur steht in engem Zusammenhang mit dem Korngefüge. In einem Sekundärgefüge treten vielfältige Porenformen auf, in Primärgefügen dagegen nur körnungsbedingte Poren - daher sind Filtersubstrate für RBF als weitgehend homogen und isotrop anzusehen. Durch die nach DWA-M 178 gegebene Anforderung einer möglichst steilen Körnungslinie im Bereich des Mittelsandes wird auch die Verteilung der Porengrößen auf einen engen Bereich eingegrenzt. Es kann angenommen werden, dass sich durch Wachstum und Absterben von Schilfwurzeln längerfristig auch in Sandfiltern komplexere Porenstrukturen ausbilden. Aufgrund der noch zu geringen Standzeiten bestehender Anlagen konnten dazu zu Beginn der vorliegenden Arbeit noch keine konkretisierte Aussage getroffen werden (MUNLV, 2004 / Dittmer, 2006). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt erscheinen Untersuchungen der Systemalterung möglich, ein dementsprechendes Forschungsvorhaben wurde jedoch bisher nicht bekannt gegeben.

Die Eigenschaften der Filteroberfläche unterliegen der Sedimentbildung. Dabei verändert ein gut strukturiertes Sediment kaum die hydraulischen Bedingungen, jedoch können unstrukturierte, plattige Sedimente zu einer Verminderung der hydraulischen Leitfähigkeit führen. Zwar ist bekannt, dass durch Wurzelung von Schilfpflanzen, durch die Ansammlung abgestorbenen Pflanzenmaterials sowie durch die Ausbildung einer Makrobiozönose eine Strukturierung gefördert wird, jedoch lassen sich bisher keine allgemeingültigen Prognosen über die Substratbildung treffen (Dittmer, 2006). Auch über Durchmischungen von Sediment und Substrat nahe der Grenze von Deck- und Filterschicht können nur anlagenspezifische Aussagen getroffen werden. Darin begründete Beeinträchtigungen der Durchströmung des Filterkörpers können als Betriebsstörungen angesehen werden und sollten daher in gesonderter Form betrachtet werden.

2.4.1.3 Wasserhaushalt

Da nach derzeitigem Kenntnisstand technische Sande als ausgewiesen praxistaugliches Filtermaterial für RBF erachtet werden, beziehen sich die folgenden Betrachtungen nicht auf bindige Böden. Die bodenphysikalischen Grundlagen des Wasserhaushaltes und der Wasserbewegung in RBF wurden allgemein und im Detail von Dittmer (2006) und Woźniak (2007) beschrieben und finden sich im Folgenden zusammengefasst, verglichen und ergänzt.

Grundlegend kann von einer vornehmlich eindimensionalen, vertikalen Wasserbewegung ausgegangen werden, da diese Vorgabe auch ein betriebliches Ziel bei der Gestaltung von RBF darstellt. Abweichend von diesem Ideal kann jedoch aufgrund der einseitigen Beschickung zu Beginn eines Ereignisses vorübergehend eine horizontale Komponente im Strömungsbild auftreten. Horizontale Wasserbewegungen enden in der Regel mit dem vollständigen Einstau der Filteroberfläche. Tendenziell verringert sich somit der ereignisspezifische zeitliche Anteil des Auftretens an der Gesamtdauer mit wachsender Stapelhöhe. Umgekehrt kann bei sehr geringen Stapelhöhen der Fall auftreten, dass es nur zu einer teilweisen Benetzung

der Filteroberfläche kommt. In der Folge finden über die gesamte Ereignisdauer im Filterkörper sowohl horizontale wie vertikale Wasserbewegungen statt (Dittmer, 2006).

Das Gesamtvolumen eines Bodens setzt sich neben anorganischen und organischen Bestandteilen aus dem Bodenwasser und der Porenluft zusammen, somit sind die Bodenporen stets mit Wasser und Luft gefüllt (Scheffer, Schachtschabel, 2010). Schon für einfache Modelle ist eine korrekte Einschätzung des für Durchströmung und Retention zur Verfügung stehenden Porenraumes von zentraler Bedeutung. In einer primitiven Modellvorstellung kann im Zusammenhang mit den Besonderheiten technischer Sande davon ausgegangen werden, dass das Porenvolumen eines trockenen Substrates vollständig mit Luft gefüllt ist, wohingegen das Volumen bei Sättigung vollständig mit Wasser angereichert ist. Beide Extremzustände sind jedoch nicht realitätsnah zu RBF, daher können minimale und maximale Wassergehalte als betriebliche Größen definiert werden.

Der maximale Wassergehalt (Q_s) liegt unterhalb des Gesamtporenvolumens (Gesamtporosität), da sich stets Luft im Substrat befindet, die nicht entweichen kann. Der Effekt von Luftblasen, die sich großräumig im Korngefüge bilden, kann auftreten, wenn in einem überstauten Filterkörper bestimmte Areale durch eine inhomogene vertikale Durchströmung eingeschlossen werden. Dabei findet in Bereichen größerer Poren eine schnelle Durchströmung statt, die einen Luftaustritt aus feinporigeren Bereichen behindert. Zudem besteht nach eigener Beobachtung die Möglichkeit, dass sich vor allem an der Unterseite einzelner Substratteilchen oder Konglomerate feine Bläschen bilden, die nicht durch Wasser verdrängt werden. Während Dittmer (2006) für den RBF Ensheim die Beobachtung von Lambert (2001) bestätigt, dass sich in sandigen Substraten eine nahezu vollständige Sättigung einstellt, kommt Woźniak (2007) in ihren Laboruntersuchungen zu dem Schluss, dass sich bei vergleichbaren, jedoch etwas feinkörnigeren Substraten ein betrieblicher Sättigungsgrad (BS) von ca. 70-75 % einstellt. Turković (2009) kommt in vergleichbaren Versuchen nur auf einen BS von rund 62 %. Der BS ist dabei definiert als der Quotient aus maximal aufgetretenem Wassergehalt und dem Volumen des Porenraumes. Zur Beurteilung der vorherrschenden Bedingungen sollte daher bedacht werden, dass der Porenraum zwar eine übliche physikalische Kenngröße für Substrate darstellt, aber nicht immer dem maximalen Wassergehalt entspricht. Weiterhin sollte beachtet werden, dass die ursächlichen Bereiche für eine unvollständige Sättigung in der Regel inhomogen verteilt sind.

Der minimale Wassergehalt eines Substrates ist schon in seiner Definition schwieriger zu erfassen. Dazu kann zunächst betrachtet werden, wann minimale Wassergehalte auftreten: Wird ein betrieblich gesättigter Filterkörper entleert, so verringert sich die ablaufende Wassermenge pro Zeiteinheit immer weiter, bis sich ein Gleichgewicht zwischen Gravitation und Kapillarkräften einstellt. Dieser Zustand kann auch als vollständige Dränung bezeichnet werden. Dabei ist der nun eingestellte Restwassergehalt (Q_r) innerhalb des Filterkörpers jedoch nicht gleichmäßig verteilt, sondern steigt mit zunehmender Tiefe an, wenn sich unterhalb der sandigen Filterschicht eine kiesige Dränschicht befindet. Bei erneuter Infiltration verringern sich die Kapillarkräfte, sodass sich das nahe der Drainage gesammelte Porenwasser weitgehend löst und als „Vorlauf“ in den Ablauf gelangt. Der Restwassergehalt kann somit nur in einer Spanne angegeben werden, die sowohl von der Höhe des Filterkörpers und der Kör-

nung der unterhalb angeordneten Dränschicht abhängt, als auch von der Betriebssituation. Als minimaler Wassergehalt kann der oberflächennahe Wasserhalt angesehen werden, da außer durch Verdunstung bedingte Austrocknung keine geringeren Wassergehalte auftreten können, jedoch ist auch dieser Wert aufgrund der vorliegenden Saugspannungen von der Filtermächtigkeit abhängig und somit nicht absolut vergleichbar. Turković (2009) benennt den minimalen Wassergehalt als Haftwasser, dessen Anteil am Porenvolumen auch von der Biomasseverteilung abhängt. Er kommt zudem zu dem Schluss, dass in eingefahrenen Substraten das Haftwasser überwiegend immobil ist und folglich bei der Folgebeschickung nicht ausgetauscht wird.

Sind minimale und maximale Wassergehalte definiert, so ergibt sich aus der Differenz der verfügbare Retentionsraum innerhalb des Filterkörpers. Der Raum, der für die Wasserbewegung verfügbar ist, entspricht dem maximalen Wassergehalt, sofern das Restwasser als austauschbar betrachtet wird.

Als Kenngröße für die maximale Geschwindigkeit der gesättigten Durchströmung gilt die hydraulische Leitfähigkeit (K_F -Wert [m/s]). Sie resultiert aus dem hydraulischen Widerstand eines Substrates, der vor allem von der Korngrößenverteilung und der Kornform abhängig ist. Aufgrund der beschriebenen Unterschiede zwischen Porenraum und Sättigungswassergehalt ist auch für den K_F -Wert der betriebliche Zustand eines Filters bei der Ermittlung des hydraulischen Durchsatzes zu betrachten. Steht nicht der gesamte Porenraum für die Durchströmung zur Verfügung, so ist der substratspezifische Wert für die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in der Praxis abzumindern. Der K_F -Wert prägt jedoch unter regulären Betriebsbedingungen nur zu Beginn eines Ereignisses die Durchströmung, da die Abflussgeschwindigkeit im weiteren zeitlichen Verlauf - bei Sättigung von Substraten nach Stand der Technik - von der Drossel-einstellung bestimmt wird.

Bei Betrachtung von Wasserhaushalt und Wasserbewegung innerhalb der Sedimentschicht ergeben sich aufgrund des bindigen Charakters andere Verhältnisse als im Sandkörper. Durch Ausbildung von Sekundärporen können präferentielle Strömungen erwartet werden, die bis zur Sättigung der darunter liegenden Schichten einer gleichmäßigen Durchströmung entgegenstehen. Der bisherige Kenntnisstand wird jedoch als nicht ausreichend angesehen, um diesen Effekt im Detail nachzubilden (Dittmer, 2006).

Als problematisch für die Funktion von RBF sollten hydraulische Einflüsse angesehen werden, die eine ausreichende Durchströmung behindern. So können sich durch mineralischen Feststoffeintrag innerhalb des Sedimentes Strukturen entwickeln, die die Durchlässigkeit unterhalb der Drosselabflussspende sinken lassen. Dieser Vorgang wird als mechanische Kolmation bezeichnet und kann im Extremfall zu einer weitgehend undurchlässigen Sedimentschicht führen. Eine weitere Form der Filterverstopfung wird als biogene Kolmation bezeichnet. Dabei verlangsamt ein übermäßiger Bakterienaufwuchs die Filterpassage. In der vorliegenden Arbeit steht jedoch die Modellierung und Simulation regulärer Betriebszustände im Vordergrund. Die Erweiterung der Modellierung um derartige Betriebsstörungen bedingt eine Erweiterung des Wissenstandes um ursächliche Faktoren. Für detaillierte Ausführungen zum Problem der Kol-

mation sei auf die Veröffentlichungen von Schwarz et al. (2003), Schwarz (2004), MUNLV (2004) sowie Fuchs et al. (2006) verwiesen.

2.4.2 Stofftransport

Der Begriff Stofftransport wird hier auf die Bewegung eines idealen Tracers beschränkt und damit von den im Folgenden beschriebenen Prozessen des Stoffrückhaltes und Stoffumsatzes abgegrenzt (Meyer, 2005 / Dittmer, 2006). Ein Tracer ist ein zur Untersuchung von Transportvorgängen im Gewässer eingebrachter Markierungsstoff, der gelöst, suspendiert oder in anderer Form transportiert wird. Ideale Tracer unterliegen keinen Sorptions- oder Reaktionsprozessen, sondern nur der Konvektion, der Diffusion und der Dispersion.

Konvektion, auch als Advektion bezeichnet, ist die Bewegung eines gelösten Stoffes mit dem sich bewegenden Wasser. Die Ausbreitung des Stoffes geschieht mit der Abstandsgeschwindigkeit des Porenwassers.

Die Diffusion umfasst einen physikalischen Ausgleichsprozess, in dessen Verlauf Moleküle, Atome und Ionen infolge der Brownschen Molekularbewegung von Orten höherer zu Orten niedrigerer Konzentration gelangen. Dieser Bewegungsmechanismus ist von der Wasserbewegung unabhängig, die Geschwindigkeit der Ausbreitung ist jedoch stoffspezifisch.

Die Dispersion beschreibt die Verteilung bzw. Vermischung von gelösten Stoffen im bewegten Sickerwasser, die durch unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten von einzelnen Wasserteilchen hervorgerufen wird. Sie ist neben der Konvektion ein weiterer strömungsabhängiger Beitrag zur Stoffausbreitung. Dispersion ist kein physikalischer Transportmechanismus im engeren Sinne, sondern das Ergebnis der makroskopischen Betrachtung von Bewegungen, die im mikroskopischen Maßstab nicht einheitlich sind. Im Gegensatz zur Diffusion hängt die Dispersion von der Geschwindigkeit der Wasserbewegung ab. Bei sehr langsamen Fließgeschwindigkeiten überwiegt die Diffusion, mit steigender Geschwindigkeit wächst der Einfluss der Dispersion. (Schneider, 2002). Hinsichtlich ihrer Wirkung lassen sich Diffusion und Dispersion nicht unterscheiden, in der mathematischen Beschreibung des Stofftransportes können sie daher als effektiver Dispersionskoeffizient zusammengefasst werden (Šimůnek, 1999). Im Bereich der Fließgeschwindigkeiten, die in RBF auftreten, dominiert die Dispersion.

Anhand der Beobachtung eines Tracers lässt sich die Durchströmung eines Bodenkörpers genauer nachvollziehen als nur durch Zu- und Ablaufmessung, da Austauschprozesse des Bodenwassers erkennbar werden. Daher stellt die Simulation von Tracerversuchen ein geeignetes Mittel zur Kalibrierung von Wasserbewegung und Stofftransport unabhängig von weiteren Prozessen dar.

2.4.3 Reinigungsprozesse

Unter dem Begriff Reinigungsprozesse werden nachfolgend die makroskopischen Prozesse des Stoffrückhaltes und des Stoffumsatzes zusammengefasst, die in ihrer Gesamtheit eine Reduzierung des Austrags unerwünschter Substanzen bewirken. Der Stoffrückhalt erfolgt in

den Teilprozessen der Sedimentation, Filtration und Sorption. Der Stoffumsatz – mitunter auch als Stoffabbau bezeichnet – umfasst alle biochemischen Abbau- und Wachstumsprozesse. Die Reinigung erfolgt weitgehend im Filterkörper sowie geringfügig auch im Retentionsraum (und in der Vorstufe).

Im weiteren Verlauf werden die einzelnen Mechanismen zunächst isoliert betrachtet. In RBF sind sie jedoch durch intensive Wechselwirkungen miteinander verknüpft. Auf die Reinigungsleistung als Ergebnis von Überlagerung und Wechselwirkungen dieser Teilprozesse wird in Kap. 2.5 näher eingegangen.

2.4.3.1 Filtration und Sedimentation

Als Filtration werden im Folgenden alle Prozesse zusammengefasst, die einen Rückhalt von Feststoffen im Filtermedium während der Passage des Filterkörpers zur Folge haben. Dazu trägt zum einen die mechanische Filtration bei, zum anderen auch die elektrostatische Bindung von Partikeln. Diese beiden Vorgänge unterscheiden sich eindeutig in ihren Funktionsprinzipien (Dittmer, 2006):

Die mechanische Filtration bewirkt den Rückhalt partikulärer Substanzen durch den Siebeffekt des Filtermediums. Sie hängt zum einen von der Verteilung der Partikeldurchmesser ab, zum anderen wird sie durch das Korngefüge innerhalb des Filters bestimmt. Je nach Verteilung der Größenverhältnisse zwischen Partikeln und Poren werden dabei unterschiedliche Anteile bereits beim Eintritt in das Filtermedium zurückgehalten, bei RBF somit auf der Filteroberfläche in der Sedimentschicht.

Die elektrostatische Bindung von Partikeln wird auch als Adsorption bezeichnet. Sie wird hier jedoch getrennt von den im Anschluss beschriebenen Prozessen der Sorption gelöster Inhaltsstoffe betrachtet, da sie hinsichtlich ihrer Wirkung gegenüber Feststoffen eher gemeinsam mit der mechanischen Filtration beschrieben werden kann.

Der Feststoffrückhalt selbst bedingt eine Veränderung der Bedingungen für den Rückhalt weiterer partikulärer Stoffe, da sich durch Ablagerung und folgendes Bakterienwachstum die Durchmesser der Fließwege verringern. Langfristig kann so der Effekt der Kolmation auftreten, wenn keine Auflockerung stattfindet (Börner, 1992). Nach Woźniak (2004) kann davon ausgegangen werden, dass der Feststoffrückhalt im regulären Betrieb weitgehend auf der Filteroberfläche stattfindet. Der Rückhalt auf der Filteroberfläche fördere die Abtrocknung, damit die Belüftung und somit den aeroben Abbau organischer Bestandteile.

Einen weiteren Reinigungsbeitrag leistet die Filterpassage durch Hygienisierung des Mischwassers. Waldhoff (2008) stellt fest, dass hygienerelevante Indikatorbakterien im Ablauf um ca. 1,0 log-Stufen (90 %) verringert werden, jedoch ohne die Vorgaben der Badegewässerrichtlinie einzuhalten. Korrelationen von aufgetretenen Schwankungen zwischen 0,5 – 1,5 log-Stufen mit Kohlenstoff-, Stickstoff- oder Phosphorrückhalten wurden dabei nicht festgestellt.

Die Sedimentation betrifft im gegebenen Kontext das Absetzen von Schwebstoffen durch Verringerung der Abwasserfließgeschwindigkeit. Die abgesetzten Teilchen werden in ihrer Ansammlung als Sediment bezeichnet. Dies erklärt teilweise den Ursprung des in der vorliegenden Arbeit verwendeten Homonyms für die die Filteroberfläche bedeckende Ablagerungsschicht.

Im Regelbetrieb von RBF wird der Prozess der Sedimentation als Abwasserreinigung in der Vorstufe angesetzt. Er tritt jedoch auch innerhalb des Retentionsraumes auf, wenn dieser gefüllt wird und sich infolgedessen die Strömungsvorgänge beruhigen. Durch die Absetzung kann also eine Feststofftrennung eintreten, die sich bei Substratpassage durch Filtration ereignen würde. Eine separate Bedeutung für die Reinigungsleistung erlangt die Sedimentation, wenn ein Überlauf stattfindet und sich die Schwebstoffe bereits ablagern konnten. Vor allem bei einer baulich nachgeschalteten Überlastungseinrichtung tritt so auch ein Reinigungseffekt hinsichtlich der Feststoffe für die Gewässereinleitung ohne Filterpassage auf. Nach dem Merkblatt M-178 (DWA-M 178, 2005) ist eine Quantifizierung dieses Prozesses in Durchlauffilterbecken aufgrund der Vorabsetzung in der Vorstufe nur unter Inkaufnahme großer Unsicherheiten möglich.

2.4.3.2 Sorptionsprozesse

Sorption bezeichnet hier einen Sammelbegriff für chemische wie physikalische Reaktionen der Anlagerung im Wasser gelöster Stoffe an die Substratoberfläche und die darauf aufsitzende Biomasse. Der gelöste, sorbierbare Stoff wird Sorptiv genannt, der sorbierte Anteil Sorbat und der sorbierende Feststoff Sorbent. Sorptionsprozesse spielen bei der Stoffausbreitung eine wesentliche Rolle, da die Sorption je nach Verhältnis zwischen gelösten und angelagerten Konzentrationen sowohl als Senke als auch als Quelle der Konzentration im Porenwasser wirken kann. Im Hinblick auf RBF sollte vor allem die biotische und die abiotische Sorption unterschieden werden (Meyer, 2005 / Dittmer, 2006).

Die Bezeichnungen der biotischen bzw. abiotischen Sorption differenzieren biologisch/chemische bzw. chemisch/physikalische Bindungsformen. Bei der biotischen Sorption werden die gelösten Stoffe von einem Biofilm und den darin befindlichen Mikroorganismen aufgenommen (absorbiert / adsorbiert). Bei der abiotischen Sorption werden gelöste Stoffe durch Kationenaustausch passiv an das Substrat angelagert (adsorbiert).

Die biotische Sorption kann nach den Formen der Adsorption und der Absorption unterschieden werden. Während bei der Adsorption eine Bindung an der Oberfläche erfolgt, wird der entsprechende Stoff bei der Absorption in den Zellkörper aufgenommen. Dies ist bei der Betrachtung der Reinigungsleistung vor allem für den Umkehrprozess der Sorption – der Desorption – von Bedeutung, da die Lösung der oberflächlichen Bindung leichter erfolgt. Da sich die Wirkungen der Adsorption und der Absorption nicht eindeutig voneinander trennen lassen, werden sie im Folgenden nicht als separate Prozesse betrachtet. Eine weiter differenzierte theoretische Betrachtung von Sorptionsprozessen findet sich in Dittmer (2006).

Uhl und Jübner (2004) weisen auf die Relevanz der spezifischen Oberfläche der Substratkörner hin, die eng mit der Kationenaustauschkapazität korreliert und somit die Sorptionskapazität eines Substrates bestimmt. So ist mit einer wachsenden spezifischen Oberfläche tendenziell von einer erhöhten abiotischen Sorptionsleistung auszugehen. Die als Filtersubstrat für RBF zu verwendenden fluvialen Sande verfügen über relativ geringe spezifische Oberflächen und sind weitgehend frei von organischen Anteilen. Im Ausgangszustand weisen sie daher zunächst ungünstige biotische wie abiotische Sorptionsbedingungen auf. Durch die Einfahrt eines RBF bei Inbetriebnahme entwickeln und etablieren sich erhöhte Kapazitäten der biotischen Sorption durch die Ausbildung von Biofilmen.

Der Biofilm erscheint nicht eindeutig definierbar. Bekannte Voraussetzungen zur Ausbildung sind Feuchtigkeit, Nährstoffe und Mikroorganismen. Nach derzeitiger Vorstellung bewirken von Mikroorganismen erzeugte, extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) einen gelartigen Schleim, der sich an Oberflächen des Substrates haftet. In und auf diesem Schleim wachsen und vermehren sich weitere Mikroorganismen. Es entsteht eine Mikrobiozönose aus zahlreichen Organismen, welche fähig sind unterschiedlichste Substanzen zu sorbieren. Auch die EPS scheinen einen Beitrag zur Aufnahme von Stoffen zu leisten. Als Biofilm wird daher im weiteren Verlauf die Gesamtheit aus Organismen und EPS bezeichnet. Die Ausbildung des Biofilms ist Bestandteil der Etablierung eines frischen Substrates, gleichzeitig kann ein übermäßiges Wachstum zu einer Verengung der Fliesswege führen und birgt daher die Gefahr der biogenen Kolmation (Schwarz et al., 2003 / Schwarz, 2004 / Fuchs et al., 2006).

Ein deutlich abweichendes Verhalten weisen Lavasande als alternatives Filtermaterial auf. In vergleichenden Laborversuchen (Woźniak, 2007 / Uhl et al., 2007) wurde die Überschreitung der Kapazitätsgrenzen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption angestrebt. Dabei war festzustellen, dass die verwendeten Lavasande eine abiotische Sorptionsleistung erzielen, die die Leistungsfähigkeit von üblichen Biofilmen – und damit üblichen fluvialen Sanden im eingefahrenen Zustand – um ein Mehrfaches übertreffen. Die Leistungsgrenze wurde in den Versuchen nicht ermittelt, da selbst die bei der Versuchsplanung als übermäßig eingeschätzten Belastungen vollständig zurückgehalten wurden. Zu der abiotischen Leistung ist im eingefahrenen Zustand die Leistung des Biofilms zu addieren. Beide Komponenten werden durch die besonders große spezifische Oberfläche begünstigt. Diese Ergebnisse aus Laborversuchen werden durch die großtechnische Anwendung in PKA im Mischsystem (Hasselbach et al., 2010) bestätigt.

Als Einflüsse auf das Sorptionsverhalten in RBF sollten neben Filtermaterial und Mischwasserzusammensetzung die Temperatur und der pH-Wert angesehen werden. Beiden Faktoren gemein ist die nicht einheitliche Wirkrichtung bei Abweichungen bezüglich der unter dem Sammelbegriff Sorption gebündelten Vorgänge. Temperaturanstiege wirken sich auf die Sorption durch Ionenaustausch negativ aus, während chemische Bindungen zunehmen (Scheffer, Schachtschabel, 2010 / Lewandowski et al., 1997). Die Auswirkungen des jeweiligen pH-Wertes sollten für jeden Stoff gesondert betrachtet werden - sie hängen zudem vom Konzentrationsbereich ab (Grotehusmann, 1995).

Die mathematische Beschreibung der Sorption verfolgt die Relativierung von gelösten und sorbierten Konzentrationen. Dies geschieht durch die Einstellung eines Gleichgewichtes zwischen der Konzentration des Sorptivs und dem Massenverhältnis von Sorbat zu Sorbent. Unterliegt das Sorbat keinen Abbauprozessen, so kommt es bei einem Anstieg der gelösten Konzentration zur Sorption und im Gegenzug bei Verringerung zur Desorption. Da diese Prozesse je nach Mechanismus unterschiedlich stark verzögert ablaufen, können ihnen Zeitabhängigkeiten zugeordnet werden. Im Allgemeinen wird bei RBF jedoch von schnell ablaufenden Prozessen ausgegangen, wodurch die Prozesskinetik an Bedeutung verliert (Meyer, 2005 / Dittmer, 2006).

Eine Besonderheit der modellhaften Vorstellung von Sorptionsvorgängen liegt in der Abhängigkeit der Sorptionskapazität von der gelösten Konzentration. Je höher diese im Gleichgewichtszustand ist, desto größer ist das Verhältnis von sorbierbarem Stoff zum sorbierenden Medium und desto höher ist folglich die Sorptionskapazität. Dieser Zusammenhang wird z. B. durch den exponentiellen Ansatz der Sorptionsisothermen nach Freundlich beschrieben. Er findet sich im verwendeten Modell CW2D (Kap. 2.6.2 & 3.3.2) und wurde für RBF als besonders geeignet erkannt (Meyer, 2005):

$$s_i = \frac{k_{s,i} \cdot c_i^{\beta_i}}{1 + \eta_i \cdot c_i^{\beta_i}}$$

mit $i = 1 \dots N$ = Anzahl der Stoffe

s_i = Konzentration in der festen Phase [M_l/g_s]

$k_{s,i}$ = empirischer Verteilungskoeffizient (K_d) [L^3_w/g_s]

c_i = Konzentration in der wässrigen Phase [M_l/L^3_w]

β_i, η_i = empirische Koeffizienten (beta, Nu) [-]

Gleichung 2-1: Allgemeine Form der Sorptionsisothermen

Gleichung 2-1 wird mit $\beta_i=1$ zur Langmuir – Isotherme, mit $\eta_i=0$ zur Freundlich – Isotherme und mit beiden Werten zur linearen Adsorptionsisotherme nach Henry. Als Bezugsgröße für Konzentrationsberechnungen bietet sich für Lösungen Volumeneinheiten des Bodenwassers an [g/m^3 bzw. mg/l], während für das Verhältnis von Sorbat zu Sorbent üblicherweise die Trockenmasse des Filtermaterials herangezogen wird [g/t TS bzw. mg/kg TS]. Davon abweichend hat sich als Vergleichsgröße verschiedener RBF-Anlagen das Verhältnis von zurückgehaltener Fracht zur Filteroberfläche etabliert [g/m^2].

Stofftransportmodelle können Sorptionsvorgänge sowohl mit physikalischen wie auch gleichzeitig mit chemischen Ungleichgewichten berechnen. Dabei bedeutet physikalisches Ungleichgewicht die Annahme eines immobilisierten Wassergehaltes Θ_{Imob} . Dieser beschreibt Bodenwasser, welches bei der Durchströmung nicht ausgetauscht wird; er hat keinen Einfluss auf die hydraulische Ablaufganglinie und kann nie größer sein als der Restwassergehalt. Chemisches Ungleichgewicht bedeutet hier, dass die Konzentrationen eines sorbierbaren Stoffes nicht unverzüglich (gleichgewichtig) zwischen fester und flüssiger Phase ausgetauscht

werden, sondern einer zeitlichen (kinetischen) Verzögerung unterliegen. Die Zeitabhängigkeit der Sorptionsprozesse wird in CW2D beschrieben durch:

$$\frac{ds_i^k}{dt} = \omega_i \cdot \left[(1-f) \cdot \frac{k_{s,i} \cdot c_i^{\beta_i}}{1 + \eta_i \cdot c_i^{\beta_i}} - s_i^k \right]$$

mit ω_i = Austauschrate 1. Ordnung für die Komponente i (alpha) [1/T] (weitere s. Gleichung 2-1)

Gleichung 2-2: Sorptionskinetik (in CW2D)

2.4.3.3 Biologischer Umsatz

Der biologische Umsatz stellt die Elimination von Mischwasserinhaltsstoffen durch mikrobielle Stoffwechsel- und Wachstumsprozesse dar. Der Umsatz erfolgt zum einen Teil während der Betriebsphase, zum anderen Teil liefern die zuvor beschriebenen Prozesse der Filtration und der Sorption eine wichtige Voraussetzung für einen verzögerten Stoffumsatz in der Trockenphase.

Die Untersuchung mikrobieller Umsatzprozesse stellt einen Kernbereich der Forschung im Bereich der Constructed Wetlands dar. Trotz vieler Gemeinsamkeiten z. B. mit anderen Bodenfiltertypen lassen sich dortige Erkenntnisse gerade in Bezug auf Umsatzprozesse kaum auf RBF übertragen, weil gleichgewichtige Bedingungen durch regelmäßige Belastungen fehlen (Dittmer, 2006). Während der aufeinanderfolgenden Phasen von massiver Beschickung, Einstau und Trockenperiode treten in RBF sehr unterschiedliche Milieubedingungen auf, die die ablaufenden Umsatzprozesse maßgeblich beeinflussen. Da die Bestimmung von Zu- und Ablaufkonzentrationen in Messkampagnen häufig im Vordergrund steht, wurden bisher nur vereinzelt Versuche unternommen, die Bedingungen innerhalb des Filters zu ergründen. Die Voraussetzungen des biologischen Umsatzes setzen sich aus der Nährstoffverfügbarkeit, aus Quantität und Qualität auftretender Mikroorganismen sowie aus dem Sauerstoffdargebot zusammen.

Die erforderlichen Nährstoffe liegen in ihrem Ursprung als Schmutzstoffe des Abwassers vor. Während der Betriebsphase dominieren die gelösten Inhaltsstoffe den Stoffumsatz, in der folgenden Trockenphase dagegen filtrierte organische Partikel sowie sorbierte Inhaltstoffe. Im Lebensraum RBF können die Nährstoffe mehrfach in aktive Biomasse eingehen und wieder lysiert werden (Lambert, 2001).

Die Schwierigkeiten bei der Untersuchung von gelösten Konzentrationen innerhalb des Filterkörpers liegen vor allem in der Probennahme ohne Störung des Korngefüges. Während bei Laborversuchen eine geeignete Entnahmeeinrichtung in der Wandung vorgesehen werden kann, erfordert die Beprobung einer großtechnischen Anlage einen erhöhten technischen und logistischen Aufwand. Einfacher ist dagegen die Beprobung akkumulierter Filtrate, die in Verbindung mit Proben aus dem eingestauten Retentionsraum aufgeschlüsselt ausgewertet werden sollten.

Die an den Reinigungsprozessen beteiligten Mikroorganismen sind in der Biozönose des Sedimentes und in oberflächennahen Bereichen des Filterkörpers zu finden. Dazu kommen die mit dem Abwasser eingetragenen Bakterien. Die Beschickung als Nährstoffquelle fördert zunächst das Bakterienwachstum, bei längeren Einstauzeiten wird der Umsatz jedoch durch Sauerstoffmangel gehemmt. Mit Ende des Filtereinstaus beginnen die Wiederbelüftung und in der Folge ein erhöhter Stoffumsatz. Dieser wird im Verlauf der Trockenphase durch den weitgehenden Verzehr leicht zugänglicher Nährstoffe gebremst.

Das Auftreten bestimmter Umsatzprozesse hängt auch von der Sauerstoffverfügbarkeit ab. Woźniak et al. (2007) sowie Turković (2009) zeigen auf, dass während eines extremen Beschickungsereignisses innerhalb des Filterkörpers gleichzeitig aerobe, anoxische und anaerobe Zonen auftreten können. Zu Beginn jeder Beschickung entweicht verdrängte Bodenluft sowohl nach oben als auch durch das Drainagesystem. Bei entsprechender Stapelhöhe und Beschickungsintensität bildet sich ein Überstau, der den Luftaustritt nach oben stark einschränkt. Die Porenluft wird in der Folge hauptsächlich nach unten ausgepresst, wobei erhebliche Mengen im Filterkörper verbleiben können (vgl. Kap. 2.4.1.3).

Während der betrieblichen Sättigungsphase finden Umsatzprozesse statt, die die Sauerstoffkonzentrationen im Überstau, im Bodenwasser und verzögert auch in der verbliebenen Bodenluft reduzieren. Korrelierend zur Biomassenverteilung erfolgt der höchste Umsatz oberflächennah. Die im Überstau befindlichen Restkonzentrationen werden bei Infiltration gezehrt. Somit erfolgt durch das Beschickungswasser kein Sauerstoffeintrag in tiefere Horizonte, dennoch steigen die Konzentrationen dort teilweise wieder an. Für diesen Effekt ist die bei der betrieblichen Sättigung im Filterkörper verbliebene Porenluft ursächlich. Infolge extremer Einstaudauern kann es zu einer quasi vollständigen Zehrung des gelösten Sauerstoffes bis zur Drainage kommen. Nach Ende der Überstauphase saugt das austretende Wasser die Umgebungsluft in den Filterkörper, sodass eine Wiederbelüftung erfolgt. Während der Trockenphase gleicht der Sauerstoffgehalt der Bodenluft sich mittels Diffusion an die Umgebung an. Diese Zusammenhänge lassen sich jedoch aufgrund der Vielzahl ereignis- und anlagen-spezifischer Faktoren nicht uneingeschränkt verallgemeinern (Woźniak, 2007 / Turković, 2009).

Wesentlichen Einfluss auf die mikrobiellen Umsatzprozesse besitzt die Bodentemperatur. Sie resultiert in natürlichen Böden aus dem Zusammenspiel von Wärmezufuhr bzw. Wärmeverlust sowie Wärmekapazität und Wärmeleitfähigkeit. Die Wärmezufuhr erfolgt dabei hauptsächlich durch Sonneneinstrahlung, Verluste erfolgen durch Abstrahlung und Wasserverdunstung, beide Vorgänge sind oberflächennah stärker ausgeprägt. Die Wärmekapazität ist ein bodenspezifischer Parameter, der jedoch mit steigendem Wassergehalt von der Wärmekapazität des Wassers überlagert wird. Letztere ist deutlich höher als die von Luft oder mineralischen und organischen Substanzen. Die Wärmeleitfähigkeit eines Bodens wird überwiegend von seinem Luftgehalt bestimmt und steigt mit steigendem Wassergehalt (Scheffer, Schachtschnabel, 2010). Für eine Beschickung eines RBF wird daher erwartet, dass die Temperatur im betrieblich gesättigten Filter weitgehend durch die Temperatur des Beschickungswassers bestimmt wird. Zu Beginn eines Ereignisses und bei Ereignissen mit geringen Stapelhöhen könnten jedoch auch die Bodentemperaturen vor Ereignisbeginn merklich einwirken.

2.5 Stoffspezifische Funktionsweise von RBF

Nach der vorangegangenen allgemeinen Beschreibung grundlegender Prozesse können diese auf ausgewählte Abwasserinhaltsstoffe bezogen werden. Die stoffspezifische Betrachtung der Kenntnisse über Vorgänge in RBF stellt die Grundlage für Überlegungen hinsichtlich Modellierung und Simulation dar. Dabei solltet aufgrund des naturnahen Charakters des Reinigungsverfahrens beachtet werden, dass sich die an einem einzelnen RBF ermittelten Ergebnisse nicht uneingeschränkt verallgemeinern lassen. Die im Folgenden formulierten Modellvorstellungen beruhen neben dem allgemeinen Stand der Technik im Kern auf Untersuchungsergebnissen des RBF Ensheim sowie vielfältiger zugehöriger Laborversuche.

In der vorliegenden Arbeit werden vor allem die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ betrachtet. Ursache für diese Einschränkung ist die Klassifizierung der Reduktion der Gewässerbelastung durch Sauerstoffbedarf und $\text{NH}_4\text{-N}$ als vornehmliches Behandlungsziel. In diesem Zusammenhang liegen als Datengrundlage der Simulation für die genannten Abwasserinhaltsstoffe die umfangreichsten Untersuchungsergebnisse vor. Weitere (potentielle) Behandlungsziele wie die Reduktion von orgN , der Phosphorrückhalt, Metallfixierungen, Reduktion von Mikroschadstoffen oder Hygienisierung werden nicht bewertet. Die zu erarbeitenden Methoden sollen jedoch bei entsprechender Datengrundlage auch auf weitere Parameter anwendbar sein.

2.5.1 CSB

Das Auftreten des Sauerstoffbedarfes im Zulauf ist abhängig von den Konzentrationen und dem Mischverhältnis von Trockenwetter- und Oberflächenablauf in der Vorstufe. Trotz der dort stattfindenden Mischwasserbehandlung machen sich Spüleffekte aus dem Kanalnetz häufig vor allem zu Ereignisbeginn auch im Beschickungsverlauf bemerkbar. In der Folge sind typische zeitliche Verläufe durch stark erhöhte Konzentrationen am Anfang eines Ereignisses charakterisierbar (DWA-M 178, 2005).

Hinsichtlich der auftretenden Reinigungsprozesse kann der Summenparameter CSB nicht in seiner Gesamtheit beschrieben werden. Grundlegend erscheint eine Differenzierung des Gesamt-CSB (CSB_{hom}) in partikuläre (CSB_X) und gelöste Anteile (CSB_S) als notwendig. Dabei sollte stets beachtet werden, dass der Sauerstoffbedarf als charakteristisches Merkmal zur Zusammenfassung vielfältiger Einzelstoffe herangezogen wird und daher in Folge seiner Zusammensetzung trotz ähnlicher Messwerte variieren kann.

Die CSB_X -Konzentration im Filterzulauf sollte geringer sein als die Mischwasserkonzentration im RÜB, da eine Sedimentation in der Vorstufe vorausgesetzt wird. Basis zur Beurteilung der Reinigungsleistung des Filterbeckens eines RBF ist folglich die Beladung der Mischwasserentlastung. Die in der Vorstufe reduzierte Konzentration trifft auf die Filteroberfläche und wird dann bei der Infiltration in den Filterkörper durch Flächenfiltration stark verringert. Kleinere Partikel dringen tiefer in den Filter ein und werden dort durch Raumfiltration bis auf eine geringe Hintergrundkonzentration zurückgehalten. Die Konzentrationen partikulärer CSB-Anteile waren bei Untersuchungen des RBF Ensheim im Filterablauf analytisch nicht erfassbar.

(Dittmer, 2006). In anderen Untersuchungen wurde eine mittlere Hintergrundkonzentration von 4 mg/l ermittelt (Fuchs, Schnabel, 2002). Der Rückhalt des CSB_X erfolgt somit fast vollständig. Der Abbau des partikulären CSB, bestehend aus langkettigen Verbindungen, findet vorwiegend in der Trockenphase statt (Mineralisierung). Zu diesem Vorgang gibt es im Einzelnen bisher nur wenige gesicherte Erkenntnisse. Einen Beitrag zum CSB_X-Rückhalt leistet auch die Sedimentation im Falle eines Filterüberlaufes mit nachgeschalteter Entlastung (DWA-M 178, 2005).

Der gelöste CSB (CSB_S) unterliegt in RBF teilweise den Prozessen der Sorption und des biologischen Abbaus. Eine Unterscheidung dieser beiden Prozesse in situ ist schwerlich möglich, da sie sich in ihrer Auswirkung im Ablauf nicht trennen lassen. Lediglich eine direkte Messung sorbierter Anteile kann den CSB_S-Rückhalt vom CSB_S-Abbau phänomenologisch trennen; die Messung von CO₂ als Abbauprodukt ist auf großtechnischen Anlagen nicht praktikabel (Dittmer, 2006).

Die Sorptionsfähigkeit von Stoffen, die unter dem Begriff CSB_S zusammengefasst werden, ist stoffspezifisch und in Summe bisher wenig untersucht. Gesicherte Erkenntnisse liegen vor allem für einzelne organische Schadstoffe vor (Welker, 2004). Das Auftreten von Sorptionseffekten durch CSB-verursachende Inhaltsstoffe wurde am RBF Ensheim durch verzögerten Abbau gelöster O₂-zehrender Anteile identifiziert (Dittmer, 2006), wohingegen in Laborversuchen von Woźniak (2007) eine sofortige Reduktion des Sauerstoffbedarfs auftrat. Die Randbedingungen der CSB-Sorption stellen dabei offene Fragestellungen dar, das Auftreten selbst gilt jedoch als gesichert und als Element der Reinigungsleistung (MUNLV, 2003 / Fuchs, 2003). Aufgrund der stetig wechselnden Komposition der CSB-verursachenden Stoffe können daher für Teilprozesse nur verallgemeinernde Aussagen getroffen werden.

Der Abbau des CSB_S im Abwasser steigt mit der Mischwasserbelüftung während der Verteilung auf der Filteroberfläche extrem an und setzt sich mit Eindringen in tiefer liegende Horizonte fort. Im Vergleich zum CSB_X sind die kurzkettigen, gelösten Verbindungen im Allgemeinen wesentlich schneller oxidierbar. Dennoch wird angenommen, dass die Reduzierung des CSB_hom durch die Filterpassage nur zu einem geringen Anteil auf einen unmittelbaren Abbau zurückzuführen ist (MUNLV, 2003 / Fuchs, 2003). Der Stoffumsatz sinkt bei fehlendem Sauerstoffangebot – nach Erschöpfung des gelösten O₂ kann es über eine anoxische Phase (Nitratatmung) zu einem Durchbruch der CSB_S-Konzentrationen vom Retentionsraum in den Ablauf kommen. Dies bedeutet eine Filterüberlastung.

In zeitlicher Reihenfolge werden somit während der Betriebsphase zunächst vorwiegend gelöste Anteile oxidiert, mit Beginn der Trockenphase steht zum raschen Abbau sorbierter Anteile wieder genügend Sauerstoff zur Verfügung, ebenso beginnt die Verringerung der filtrierte Frachten durch Mineralisierung. Dieser Prozess setzt sich auch über sehr lange Trockenphasen hinaus fort. Für den dauerhaft sicheren Betrieb von RBF-Anlagen sind ausgedehnte Trockenperioden für die Regeneration notwendig, da sich andernfalls bei intensiver Belastung große Mengen filtrierter Frachten in den Porenräumen und auf der Filteroberfläche akkumulie-

ren können. Infolgedessen kann es zu einer Filterverstopfung durch biogene Kolmation kommen (Laber, 2001 / Schwarz, 2004).

Bei allen genannten CSB-Anteilen kann auch unter optimalen Bedingungen zur Konzentrationsenkung nicht von einer vollständigen Oxidation ausgegangen werden. Ursächlich ist die Erfassung chemisch oxidierbarer Stoffe, die unter den vorherrschenden Milieubedingungen oder im üblichen zeitlichen Rahmen nicht oder nur unvollständig biologisch abbaubar sind (Dittmer, 2006).

Wird der dargestellte zeitliche Verlauf der Teilprozesse in seinen Auswirkungen auf typische Ablaufganglinien beschrieben, so sollte in Abhängigkeit vom CSB_X / CSB_S – Verhältnis in erster Linie die deutliche Reduktion der Zulaufkonzentrationen durch die Filtration genannt werden. Des Weiteren erscheint die Verringerung der akuten Gewässerbelastung durch die Oxidation und die Sorption gelöster Anteile Ausschlag gebend, wobei sich Stoffrückhalt und Stoffumsatz in ihrer Wirkung hier kaum trennen lassen. Mit Verringerung des Sauerstoffangebotes kann es im weiteren Verlauf zu einem Konzentrationsanstieg kommen, mit Beginn der Wiederbelüftung gegen Ereignisende dagegen zu einem Absinken. Als zusätzlicher Aspekt ist eine erhöhte Konzentration gelöster Anteile zu Ereignisbeginn zu nennen, die vor allem im Zusammenhang mit längeren vorausgehenden Trockenphasen auftritt. Als Ursache wird das Ausspülen unvollständig abgebauter filtrierter Anteile vermutet, welche im Verlauf des Abbauprozesses vom partikulären Zustand in Lösung gingen (Schmitt et al., 2006).

Neben der zeitlich differenzierten Betrachtung sind auch örtliche Unterscheidungen definierbar. Bezüglich der Filtration sollte beachtet werden, dass nicht jedes Ereignis die Filteroberfläche vollständig erfasst, somit kommt es zulaufnah zu einer erhöhten Akkumulation. Ein ähnlicher Effekt tritt – je nach baulicher Gestaltung des Zulaufes – auch im Zusammenhang mit der Sedimentation im (teil)gefüllten Retentionsraum auf, da es aufgrund der abnehmenden horizontalen Geschwindigkeit zu einem ungleichmäßigen Absinken der Partikel kommt.

2.5.2 Stickstofffraktionen

Als anorganische Stickstofffraktionen finden in Messkampagnen von RBF vor allem $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ Beachtung. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Eintrag aus Mischwasserentlastungen stellt eine akute Gewässerbelastung dar, weshalb eine Reduzierung zu den Hauptzielen der weitergehenden Mischwasserbehandlung durch RBF zu nennen ist. Vereinfacht kann von einem weitgehenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt durch Sorption während der Betriebsphase ausgegangen werden (Dittmer, 2006), bei extremen Belastungen kann es zu einem Konzentrationsdurchbruch kommen. Die Nitrifikation findet innerhalb weniger Tage der folgenden Trockenperiode statt, die Sorptionskapazitäten regenerieren sich stets von neuem und durch das nächste Beschickungsereignis wird das gebildete $\text{NO}_3\text{-N}$ ausgespült. Eine genauere Betrachtung offenbart jedoch ungeklärte Fragestellungen.

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption findet während der Durchströmung des Sedimentes und des Filterkörpers statt. Bei Verwendung fluvialer Sande ist dieser Prozess als überwiegend biotisch anzusehen, daher bedingen neu errichtete Anlagen eine Einfahrzeit zur Etablierung der Biozönose. Im

Folgenden kann auch nach extrem langen Trockenphasen von bis zu einem Jahr von einem gesichert hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt ausgegangen werden (Born, 2002). Bei anderen Substraten (z. B. Lavasand) können zu den biochemischen noch erhebliche abiotische Sorptionsleistungen hinzukommen (Woźniak, 2007 / Uhl et al., 2007 / Hasselbach et al., 2010). Eine Steigerung der Sorptionsleistung ist in großtechnischen Anlagen durch die Ausbildung einer Sedimentschicht zu erwarten, wobei sowohl die enthaltenen Feinkornanteile (T+U) als auch die Biomasse einen Beitrag leisten. Bezüglich der räumlichen Verteilung von Sorptionsprozessen im Filterkörper wird im Allgemeinen von einer Korrelation mit der vorhandenen aktiven Biomasse ausgegangen. Speziell die Verteilung von Mikroorganismen im Tiefenprofil (Schwarz, 2004) mit einem starken oberflächennahen Übergewicht wurde als Indikator für Rückhaltekapazitäten herangezogen. Als Ergebnis kleinskaliger Laborversuche mit ergänzenden Substratuntersuchungen (Meyer et al., 2006 / Uhl et al., 2007) kann dagegen von einer homogenen Verteilung der Sorptionsplätze im Substrat ausgegangen werden, was auf eine gleichmäßige Verteilung von Biofilm auf der Kornoberfläche zurückgeführt wird. Die Übertragbarkeit dieser Erkenntnis auf die Großtechnik stellt eine offene Frage dar. Unklar ist bisher auch, ob sich in Laborversuchen ermittelte Isothermen (Meyer et al., 2006) in andere Maßstäbe überführen lassen. Dittmer (2006) stellt dazu fest, dass sich die Ergebnisse der kleinskaligen Experimente aufgrund überlagernder Umwelteinflüsse nicht auf den RBF Saarbrücken-Ensheim übertragbar sind.

Der Abbau des sorbierten $\text{NH}_4\text{-N}$ findet vorwiegend mit Beginn der Wiederbelüftung des Filterkörpers in der Trockenphase statt. Zur Frage, ob und in welchem Umfang schon während der Betriebsphase Nitrifikation stattfindet, liegen abweichende Befunde vor. Während Dittmer (2006) für den RBF Ensheim von einem streng zweistufigen Prozess ausgeht, zeigen Ergebnisse im Labormaßstab von Woźniak et al. (2007), dass teilweise schon während des Filtereinstaus Abbauvorgänge stattfinden. Nach Hartmann (1992) führen die geringe Energieausbeute der Nitrifikation, die geringe Vermehrungsgeschwindigkeit im Vergleich zu heterotrophen Organismen und die relativ hohen benötigten Sauerstoffkonzentrationen dazu, dass Nitrifikanten in der Natur erst dann in Erscheinung treten, wenn ein Großteil der organischen Stoffe in einem System bereits abgebaut ist. Übertragen auf die Milieubedingungen in RBF während des Filtereinstaus folgen daraus stark beeinträchtigte Voraussetzungen der Nitrifikation im Vergleich zum heterotrophen Kohlenstoffumsatz.

Der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abbau während der Trockenphase führt zu einer Anreicherung von $\text{NO}_3\text{-N}$ im Porenwasser. Durch die folgende hydraulische Belastung kommt es daher häufig zu einem erkennbaren Spülstoß im Ablauf. In geringem Umfang finden sich auch $\text{NO}_3\text{-N}$ -Einträge im Beschickungswasser, die den Filterkörper im regulären Betrieb weitgehend unbeeinflusst durchwandern. Erst durch mehrtägigen Dauerbetrieb kann es zu anoxischen Verhältnissen kommen, die eine Denitrifikation ermöglichen und an Ablaufkonzentrationen kleiner den Zuläufen erkennbar sind. Dies stellt jedoch grundsätzlich keine erwünschten Betriebsbedingungen dar. Daher sind erhöhte Fremdwassereinflüsse zu vermeiden, weil sie verlängerte Beschickungsdauern bedingen. Gezielte Untersuchungen im Laborversuch zeigen, dass die Denitrifikation im Sediment bereits deutlich früher einsetzen kann als im Filterkörper. Insgesamt ist der Anteil der Denitrifikation an der Stickstoffbilanz als gering einzuschätzen (Lambert, 2001).

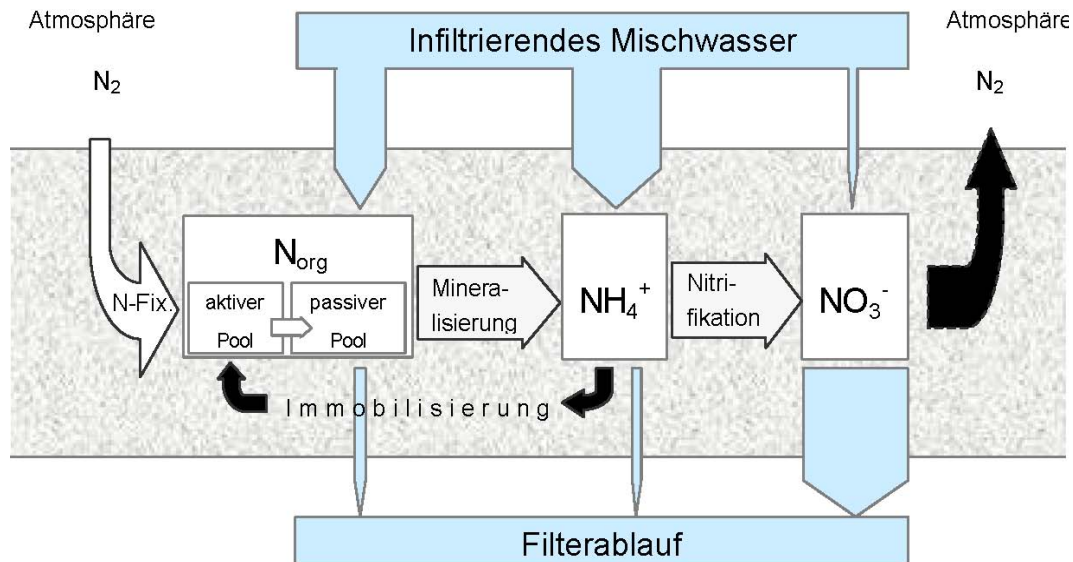


Abbildung 2-2: Stickstoffhaushalt in RBF (N-Fix.= N-Fixierung), Dittmer (2006)

Die Darstellung wesentlicher Elemente des Stickstoffhaushaltes in Abbildung 2-2 zeigt neben NH_4 -N und NO_3 -N weitere Stickstoffquellen. Die Stärke der Pfeile spiegelt die vermutete Bedeutung der Umsatzprozesse wider. Vereinfacht dargestellt ist die biologische N_2 -Fixierung, ebenso der gegenübergestellte Austrag atmosphärischen Stickstoffes infolge von Denitrifikation. Vernachlässigt wurde der Einfluss des Pflanzenwachstums, da das Schilf nach Ende der Vegetationsperiode wieder zur organischen Belastung beiträgt. Bedeutungsvoller erscheint der Eintrag organischer Verbindungen mit dem infiltrierenden Mischwasser, der innerhalb des Filterkörpers und der Sedimentschicht Anteile an einem aktiven und einem passiven Pool liefert. „Aktiv“ bezeichnet dabei verkürzt die aktive mikrobielle Biomasse, wohingegen „passiv“ die abgestorbenen organischen Substanzen zusammenfasst. Der aktive Pool benötigt zum zellulären Aufbau NH_4 -N (Immobilisierung), welches nach Absterben in den passiven Pool übergeht und durch Mineralisierung wieder freigesetzt wird. Dieser Zyklus stellt somit zunächst weder eine Quelle noch eine Senke bezüglich des NH_4 -N dar. Eine detaillierte Zusammenfassung der dabei stattfindenden Prozesse und ihrer Einflussfaktoren findet sich in Dittmer (2006).

Neben der Nitrifikation ist die Mineralisierung (Ammonifizierung) des passiven Pools als wichtigster Prozess im Stickstoffhaushalt anzusehen (Donta, 1997). Dies zeigt sich vor allem während der Trockenperiode, da durch den Umsatz der organischen Verbindungen eine Regeneration des Filters gegenüber dem Abwasserfiltrat auftritt. Gleichzeitig werden Nährstoffe geliefert, die diejenigen Organismen benötigen, welche die Filterleistung gegenüber dem folgenden Beschickungsereignis stabilisieren. Da der filtrierte, partikuläre CSB in der Sedimentschicht durch Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen als NH_4 -N-Quelle im obersten Horizont der Filterschicht wirkt, finden dort langfristige Nitrifikationsvorgänge statt. In der Folge ist für den nächsten Filterablauf mit wachsender Trockenperiode mit einem steigenden NO_3 -N-Peak zu rechnen (Schmitt et al., 2005). Diese Aspekte sollten bei der ereignisbezogenen Bilanzierung anorganischer Stickstofffraktionen berücksichtigt werden.

2.6 Modelle zur Beschreibung der Reinigungswirkung

Zur mathematischen Beschreibung von Wasserbewegung und Stofftransport in Böden sind vielfältige Modelle bekannt, die ihren Ursprung zumeist in der Nachbildung von Grundwasserströmen oder in der Beschreibung des Nährstoffhaushaltes mit landwirtschaftlichem Bezug finden. Die Simulation von Constructed Wetlands stellt darüber hinaus gehende Anforderungen, da die Beurteilung von Reaktionsprozessen im Vordergrund steht. Dies erfordert spezielle zeitliche wie räumliche Diskretisierungen.

Die Eignung von unterschiedlichen Modellansätzen zur Nachbildung von RBF wurde durch Uhl et al. (2005) untersucht. Infolge der Anforderungen einer gezielten Nachbildung sowohl von Einzelereignissen als auch langzeitlicher Betrachtung wurden vornehmlich komplexe Modellansätze in Vorauswahl genommen. Zur Anwendung kamen in einer zugehörigen Simulationsstudie das für Pflanzenkläranlagen (PKA) entwickelte Modell CW2D (Langergraber, 2001) sowie das in der Siedlungswasserwirtschaft vielfältig eingesetzte Modell AQUASIM (Reichert, 1998). Die Ergebnisse belegen für AQUASIM eine eingeschränkte Anwendbarkeit, bescheinigen aber die grundlegende Übertragbarkeit von CW2D von PKA auf RBF. Letztgenannte Einschätzung deckt sich mit Vorkenntnissen der vorliegenden Arbeit (Dittmer et al., 2004 / Meyer 2004/2005 / Meyer et al., 2006) und führte daher zu der Einschränkung der Betrachtung auf nur ein detailliertes Modell.

Die Nachbildung des komplexen Zusammenspiels von Prozessen des Stoffrückhaltes und des Stoffabbaus zielt zunächst auf eine Überprüfung des Funktionsverständnisses innerhalb kurzer Zeiträume. Durch Modellkalibrierung auf Einzelereignisse kann eine Grundlage zur mittelfristigen Betrachtung einiger Ereignisse in direkter Folge geschaffen werden. Nach vorliegendem Kenntnisstand erscheint eine langfristige Anwendung noch nicht möglich (Henrichs et al., 2007). Der Nachweis der Eignung des biokinetischen Reaktionsmodells in CW2D zur Anwendung auf RBF bleibt daher zu erbringen, ggf. sind Modellerweiterungen vorzuschlagen.

Aufgrund des bisher zeitlich eingeschränkten Simulationshorizontes ist die Anwendbarkeit von CW2D als Optimierungswerkzeug bedingt gegeben, als Planungsinstrument indes nicht (Meyer, 2008a). Darüber hinaus wird stets nur das Filterbecken im Detail betrachtet – eine Beurteilung des Gesamtsystems einer RBF-Anlage samt Vorstufe bleibt offen. Als sinnvolle Alternative zum Weg „vom Detail zum Gesamtsystem“ erscheint bei der Entwicklung eines Planungswerkzeuges die Erfassung der bedeutendsten Reinigungsprozesse in RBF als Teil des Kanalnetzes.

Als übergreifendes Instrument für die Nachbildung von RBF-Anlagen bieten sich somit Schmutzfrachtmodelle an. Dazu können in vereinfachten Ansätzen für besondere Anwendungszwecke spezielle Module in die allgemeine Berechnung integriert werden. Die Ergebnisse solcher Simulationen sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, sofern das Verhalten entsprechender Anlagen nicht hinreichend untersucht ist. Hinzu kommen die Ungenauigkeiten der in Schmutzfrachtmodellen ermittelten Belastungsgrößen. Beides gilt für RBF ebenso wie für anderen Formen der Behandlung (Schmitt, Dittmer, 2002). Die Eignung von vereinfachten RBF-Ansätzen als Teil der Schmutzfrachtmodellierung stellt eine Kernfrage der vorliegenden Arbeit dar.

2.6.1 Schmutzfrachtmodelle

Aufgrund erster Kenntnisse der in RBF auftretenden Prozesse wurden zur Betrachtung in Schmutzfrachtsimulationen zunächst pragmatische Ansätze gewählt. Schon auf Basis der Untersuchungsergebnisse des RBF Waldangelloch wird von Schmitt und Welker (1998) vorgeschlagen, die Filterleistung sowohl für $\text{NH}_4\text{-N}$ als auch für BSB_5 und CSB durch konstante Ablaufkonzentrationen nachzubilden. Mehler (2000) folgt diesem Ansatz mit der Empfehlung einer Plausibilitätsprüfung der aus den Ergebnissen der Langzeitsimulation ermittelten mittleren Wirkungsgrade anhand von Literaturdaten. Diese Empfehlung findet sich auch im Merkblatt DWA-M-178 (2005). Schmitt und Dittmer (2007) haben in Langzeitsimulationen mit dem Schmutzfrachtmodell KOSMO (Schmitt, 1993/1994) die Reinigungsleistung bezüglich des gelösten CSB durch einen konstanten Wirkungsgrad beschrieben. Für den partikulären CSB wie auch für AFS und auch Gesamt-Phosphor wird ein quasi vollständiger Rückhalt angenommen. Bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ wird eine quasi-vollständige Sorption bis zur Erschöpfung einer vorgegebenen flächenspezifischen Kapazität vorgegeben. Nachfolgend wird ein linearer Rückgang des $\text{NH}_4\text{-Rückhalts}$ auf einen prozentualen Restwirkungsgrad unterstellt, bevor unmittelbar nach Ereignisende das sorbierte $\text{NH}_4\text{-N}$ spontan und vollständig in $\text{NO}_3\text{-N}$ umgesetzt wird.

Aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung von RBF kann angenommen werden, dass weder durch die Annahme konstanter anlagenspezifischer Wirkungsgrade, noch durch eine konstante Ablaufkonzentration eine zutreffende Beschreibung der unterschiedlichsten Belastungsreaktionen erfolgen kann (Dittmer, 2006). Die nach bisherigem Kenntnisstand wesentlichsten Einflussgrößen auf Reinigungsleistung und Ablaufkonzentrationen wurden in den vorhergehenden Abschnitten beschrieben und erläutert.

2.6.2 HYDRUS-2D/3D und CW2D

Das Programm HYDRUS-2D (Šimůnek et al., 1999) ist ein Simulationsprogramm zur Beschreibung zweidimensionaler Wasser-, Wärme- und Stofftransportvorgänge sowie von Stoffumsatzprozessen in einem Finite-Elemente-Netz. Es kann genutzt werden, um Wasserbewegungen und Stofftransportvorgänge in ungesättigten und teilweise gesättigten porösen Medien zu beschreiben, wobei Fließregionen durch unterschiedliche Randbedingungen definiert werden können. Die Fließregionen selbst können aus inhomogenen Böden bestehen. Wasserbewegung und Stofftransportvorgänge können in vertikaler und horizontaler Richtung auftreten. Die Stofftransportgleichungen setzen einen konvektiv-dispersiven Transport in der flüssigen, sowie einen diffusen Transport in der gasförmigen Phase voraus. Die Transportgleichungen beinhalten weiterhin die Möglichkeit nichtlinearer ungleichgewichtiger Reaktionen zwischen der festen und der flüssigen Phase, linearer Gleichgewichtsreaktionen zwischen der flüssigen und der gasförmigen Phase, Produktionsgleichungen nullter Ordnung und zwei Abbaugleichungen erster Ordnung. Im Jahr 2007 wurde HYDRUS-2D durch HYDRUS-2D/3D abgelöst. Die Historie dieses Modells von ersten Ansätzen in den 1970er Jahren wird mitsamt Nebensträngen der Entwicklung in Šimůnek (2008) beschrieben. Im Jahr 2011 wurde HYDRUS-2D/3D Version 2.0 vorgestellt, wobei die Veränderungen vor allem in grundlegend

optimierten Berechnungsmethoden der früheren Version liegen. Zusätzlich wurden neue Programmbausteine mit spezifischen Anwendungsgebieten vorgestellt Šimůnek (2011).

Das Programm CW2D (Constructed Wetlands 2-Dimensional) stellt eine Erweiterung von HYDRUS-2D dar (Langergraber, 2001), um mit dem aus der landwirtschaftlichen Anwendung stammenden Ursprungsmodell PKA simulieren zu können. Die hydraulischen Berechnungsmethoden in CW2D wurden von HYDRUS-2D vollständig übernommen. Infolge erster Überprüfungen der Anwendbarkeit auf RBF (Meyer, 2004) wurden die Berechnungsoptionen um die Beschreibung eines gedrosselten Ablaufs erweitert. Identisch mit HYDRUS-2D bleibt die Darstellung der reinen Stofftransportvorgänge (vgl. Kap. 3.3.2.2).

Das Modell CW2D unterscheidet sich von HYDRUS-2D durch die Implementierung abwassertypischer Reaktionsprozesse (Kap. 3.3.2.3). Sie werden analog dem Belebtschlammmodell „Activated Sludge Model (ASM)“ (Henze et al., 1987) als Zusammensetzung aus verschiedenen Versionen von ASM beschrieben. Das Modell des Wärmetransportes zur Temperaturberechnung wurde von HYDRUS-2D übernommen und um die Temperaturabhängigkeit kinetischer Parameter der Reaktionsprozesse erweitert. Mit Einführung von HYDRUS-2D/3D wurde CW2D fest in das Hauptmodell integriert, jedoch nur im zweidimensionalen Ansatz (Langergraber, Šimůnek, 2005a/2006). Eine Überführung in 3D wird von den Modellentwicklern bisher nicht angedacht.

Auf die Fragestellung der Übertragbarkeit des Modellansatzes von PKA auf RBF wurde bereits in früheren Arbeiten eingegangen. Die Ergebnisse zeigen zum einen, dass die Prozesse der Wasserbewegung und des Stofftransportes im Labormaßstab nachgebildet werden können (Dittmer et al., 2005 / Uhl et al., 2005) und zum anderen, dass eine zusammenfassende Beschreibung der unterschiedlichen Sorptionsprozesse als Bestandteil des Stoffrückhaltes den Anforderungen genügt (Meyer et al., 2006). Eine Darstellung eigener früherer Ergebnisse als Grundlage weiterführender Arbeiten findet sich gemeinsam mit neuen Erkenntnissen in Kap. 5.

Im Folgenden werden die bekannten Herausforderungen bei der Modellübertragung von PKA auf RBF wiedergegeben. Dazu sollten zunächst die Unterschiede zwischen den Anwendungsgebieten herausgestellt werden: Bei der Simulation von PKA bilden Berechnungen der ungesättigten Durchströmung des Filtermediums die Grundlage der stofflichen Prozesse. Dazu werden Beschickungen als Eingangsdaten beschrieben, die entsprechend des Anlagenbetriebes i. d. R. mehrmals täglich in geringer Intensität erfolgen. Die Beschickungen eines RBF stellen hierbei höhere Anforderungen an das Modell, da aufgrund des stochastischen Charakters von Mischwasserentlastungen die Beschickungen in einer weiten Spanne von zeitlichen Abständen und Intensitäten erfolgen. Zudem ergeben sich neben teilgesättigten Zuständen des Filtermediums auch Sättigungs- und Einstauzustände. Dies sollte vor allem bei der Beschreibung der Füllung des Retentionsraumes beachtet werden, welche bei PKA nicht auftritt. Der Eignungsnachweis wurde hierzu durch Meyer (2004) erbracht.

Bei der Nachbildung des Transportes gelöster Stoffe ergeben sich keine zusätzlichen Anforderungen durch die Erweiterung des Anwendungsbereiches, die Funktion der mathematischen Beschreibung im Zusammenspiel mit den vielfältigeren hydraulischen Bedingungen

sollte jedoch stets überprüft werden. Mögliche Fehlerquellen liegen in unterschiedlichen Strömungsbedingungen während betrieblich gesättigten und gedrosselten Phasen im Vergleich zu teilgesättigten Phasen, die das Modell an Beginn und Ende der Betriebsphase ebenfalls erfassen muss. Zudem stellen plötzliche Konzentrationsänderungen – z. B. zu Beginn einer Beschickung nach langer Trockenperiode – hohe Anforderung an die Stabilität der Berechnungsroutinen.

Der Stoffrückhalteprozess der Sorption sollte für die Betrachtung der Reinigungsleistung von RBF in ihrer Bedeutung anders eingeschätzt werden als für PKA. Beim ursprünglichen Anwendungsbezug von CW2D überlagern sich die Sorptionsprozesse und der Stoffumsatz. Die Beurteilung der Reinigungsprozesse z. B. für $\text{NH}_4\text{-N}$ erfolgt somit in Bezug auf die Gesamtleistung. Bei RBF ist dagegen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt durch Sorption von der Nitrifikation zeitlich weitgehend getrennt. Dadurch ergibt sich ein erhöhter Qualitätsanspruch zur Kalibrierung von Sorptionsparametern zur Einschätzung der Ablaufkonzentrationen (Meyer, 2005).

2.7 Zusammenfassung von Kenntnisstand und Wissensdefiziten

Der dargestellte Kenntnisstand umfasst bekannte, in RBF auftretenden Prozesse mit ihren Randbedingungen sowie daraus abgeleitete Modellvorstellungen. Die Grundlage der Prozessbetrachtung im Detail liefern vielfältige Fachdisziplinen. Bezüglich RBF werden daraus häufig makroskopische Betrachtungen abgeleitet, die als Modellvorstellung Ursachen und Wirkungen erläutern.

Die Kenntnis der Wasserbewegung liefert die Voraussetzung aller stofflichen Prozesse. Bei Sanden, die hinsichtlich ihrer Kornform und Sieblinien dem Stand der Technik entsprechen, kann aufgrund ihrer Homogenität von einer gleichmäßigen und weitgehenden vertikalen Durchströmung ausgegangen werden. Unterschiedliche Befunde liegen vor allem für den Anteil der verbleibenden Luft am Porenraum im Zustand der betrieblichen Sättigung vor. Eine Gefahr für die homogene Durchströmung stellt die Kolmation dar, bei der die hydraulische Durchlässigkeit der Deckschicht oder des Filterkörpers stark reduziert wird. Die Erkennung kritischer Randbedingungen, die Kolmationseffekte verursachen, ist als Gegenstand der Forschung anzusehen.

Die stofflichen Prozesse können allgemein in Stoffrückhalt und Stoffumsatz unterschieden werden, auch wenn eine parameterspezifische Trennung in der Praxis teilweise kaum möglich ist. Der Stoffrückhalt trennt die betreffenden Inhaltsstoffe von der Wasserbewegung und setzt sich aus dem mechanischen Prozess der Filtration und dem chemisch-physikalisch-biologischen Prozess der Sorption zusammen. Bei Filterüberläufen mit nachgeschalteter Anordnung trägt auch die Sedimentation zur mechanischen Reinigung bei. Der Stoffumsatz kann gelöste, filtrierte und sorbierte Abwasserinhaltsstoffe betreffen und wird hauptsächlich den in der Filterbiozönose lebenden Mikroorganismen zugesprochen.

Als Kernparameter bei der Betrachtung der Reinigungsleistung wurden in Kap. 2.5 CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ herausgestellt. Gegenüber partikulären Anteilen (CSB_X) ist eine hohe Reinigungsleistung durch Filtration als gesichert anzunehmen. Ebenso ist der biologische Umsatz des Filtra-

tes bekannt, kann jedoch in seiner Qualität und Quantität kaum verallgemeinernd beziffert werden. Dies trifft auch für den Prozess der Ammonifizierung zu, bei dem der Filterkörper durch Mineralisierung organischer Verbindung langfristig mit $\text{NH}_4\text{-N}$ belastet wird. Gelöste CSB-Anteile (CSB_S) werden bereits während der Betriebsphase in erheblichem Umfang umgesetzt. Ob die Sorption zum Rückhalt und Abbau nach Ende des Filtereinstaus beiträgt, ist als wahrscheinlich anzunehmen, kann bisher aber nicht eindeutig vom direkten Umsatz getrennt werden. Bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ wird ein weitgehend zweistufiger Prozess angenommen. Während der Betriebsphase erfolgt ein Rückhalt durch Sorption, die Nitrifikation wird im weit überwiegenden Anteil erst durch die Wiederbelüftung ermöglicht. Innerhalb weniger Tage kann von einer vollständigen Oxidation ausgegangen werden, die die Leistungsfähigkeit des Filterkörpers regeneriert. Infolge der verzögerten Reaktion ist für das im Anschluss stattfindende Beschickungsereignis ein $\text{NO}_3\text{-N}$ -Spülstoß im Ablauf zu erwarten, der durch oxidierte, mineralisierte CSB_X-Anteile verstärkt wird. Diese Annahmen betreffen den regulären Betrieb.

Durch einen dauerhaften Einstau können die Reserven des Sauerstoffeintrags durch das Beschickungswasser und der verbliebenen Porenluft aufgezehrt werden. Infolgedessen treten anoxische oder gar anaerobe Milieubedingungen auf, die einen verminderten Kohlenstoffabbau zur Folge haben. Gleichzeitig können durch eine übermäßig hohe Belastung die Sorptionskapazitäten bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ erschöpft werden, was im Maximalfall zu einem vollständigen Durchbruch der Zulaufkonzentrationen bis in den Ablauf hinein führen kann. Im entgegengesetzten Extremfall einer mehrmonatigen Trockenphase können vorübergehend Leistungseinbrüche der Reduzierung von CSB_S-Verbindungen auftreten, der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt wird davon kaum beeinträchtigt. Bei einem regelmäßigen Wechsel zwischen Betriebs- und Trockenphase erreichen RBF auch eine stabile Reduzierung des Sauerstoffbedarfes.

Nach Stand der Technik ist die Dimensionierung von RBF-Anlagen mittels Niederschlags-Abfluss-Modellen anhand des flächenspezifischen Filterdurchsatzes durchzuführen, die vorgeschalteten Entlastungsbauwerke sind durch Entlastungsraten hingegen auf stoffliche Zielgrößen auszulegen (ATV-Arbeitsblatt A 128 [1992] mit zusätzlichen landesspezifischen Anforderungen). In der Gesamtbetrachtung von Vorstufe und RBF-Anlage erscheint es wenig schlüssig, in der mechanischen Vorbehandlung Frachten und Konzentrationen zu ermitteln, um diese in der dann weitergehenden mechanischen und biologischen Reinigung zu vernachlässigen. Zur Nachbildung der tatsächlichen Reinigungsleistung von RBF wird die hydraulische Belastung somit als unzureichende Ersatzgröße angesehen. Vielmehr könnten Schmutzfrachtmodelle mit einem angemessenen Detaillierungsgrad der RBF-spezifischen Vorgänge angewendet werden. Die Anforderungen liegen vor allem in der Nachbildung langfristiger Mittel. Als Herausforderungen zeigen sich dabei die Erkennung und Bewertung kritischer Belastungszustände. Dazu sind die verursachenden Bedingungen zu erfassen und in eine geeignete Modellbeschreibung zu überführen.

Zur Nachbildung der Zusammenhänge mittels Simulationsmodellen liegen unterschiedliche Herangehensweisen vor. Einerseits werden die makroskopischen Vorstellungen in detaillierte Modelle übertragen, andererseits erfolgt eine vereinfachte langfristige Betrachtung, die sich

auf eine ungenaue Wiedergabe bekannter Leistungsfähigkeiten beschränkt. Als Zielsetzung der Nutzung mathematischer Modelle als Planungsinstrument kann die verbesserte Einschätzung der Filterleistung unter variierenden Randbedingungen angesehen werden.

Die Anwendung und Entwicklung von Simulationsmodellen erfordert eine möglichst breite Datengrundlage. Dazu gehören die Befunde großtechnischer Anlagen ebenso wie die Ergebnisse aus Laborversuchen. Speziell die Ermittlung von Belastungsgrenzen mit ihren Einflussfaktoren stellt eine Voraussetzung der gesicherten Nachbildung dar. Der Vergleich von Ergebnissen aus Labor und Großtechnik zeigt, dass eine Übertragbarkeit häufig nur mit Einschränkungen gegeben ist. Als Ursache wird die hohe Varianz und stochastische Verteilung realer Umwelteinflüsse im Gegensatz zu vorgegebenen spezifischen Randbedingungen angesehen. Die Reinigungsleistungen im Detail wurden bisher nur an wenigen RBF-Anlagen ermittelt. Die Ergebnisse stellen anlagenspezifische Einzelbefunde dar, die sich uneinheitlich zeigen. Im Vergleich von Literaturdaten werden häufig ereignisbezogene Mittelwerte für Konzentrationen und daraus errechnete Wirkungsgrade angegeben. Zur Aufdeckung der filterinternen Zusammenhänge erscheinen diese nicht ausreichend, erst durch die Betrachtung von Ganglinien sind Einflüsse durch abweichende Randbedingungen erkennbar.

Die Grenzen der gesicherten Nachbildung von RBF liegen folglich in der bisher mangelnden Prognostizierbarkeit von Reinigungsleistungen. In Anbetracht dessen können dennoch Lösungsansätze erstellt werden, die eine fundierte Datengrundlage vorwegnehmen. Gleichzeitig dienen mathematische Modelle einer Überprüfung der vermuteten Zusammenhänge. Priorität besitzen dabei kurz- und mittelfristig auftretende Prozesse und ihre Ursachen. Die Betrachtung von Einflüssen durch den langjährigen Betrieb erschließt sich dagegen aufgrund der fehlenden Betriebserfahrungen von Anlagen nach dem Stand der Technik bisher nicht.

Schlussfolgerungen für Modellierungs- und Simulationsarbeiten

Im Vorfeld der Entwicklung eines neuen Modellansatzes wurden Finite-Elemente-Modelle und Schmutzfrachtmodelle als Antipoden betrachtet, in deren Zwischenbereich ein praxisgeeigneter Ansatz zur Optimierung von Planung und Betrieb zu finden sein sollte. Neben der nachfolgenden allgemeinen Beschreibung der verwendeten Modelle erfolgt eine genauere Darstellung der darin implementierten Berechnungsansätze in Kap. 3.3.

Bei der Anwendung von CW2D auf RBF bleibt zu überprüfen, ob das ursprünglich für das Belebtschlammverfahren entwickelte biokinetische Reaktionsmodell den erweiterten Anforderungen genügen kann. Zusammengefasst liegt die Problemstellung in der Übertragung einer in Intervallen relativ regelmäßigen und stabil belasteten Prozesskinetik auf eine zufällige Verteilung von Belastungseigenschaften. Die wesentlichen Fragestellungen liegen einerseits in der genauen Einschätzung akuter Gewässerbelastungen durch Einzelereignisse und andererseits in der mittel- bis langfristigen Vorhersage der Leistungsfähigkeit.

Hinsichtlich einer langzeitlichen Nachbildung mit Schmutzfrachtmodellen sollten weniger die Prozesse selbst, als vielmehr deren Auswirkungen beschrieben werden. Es bleibt dabei zu überprüfen, ob einfachste Ansätze eine für den Planungsprozess hinreichende Genauigkeit liefern, oder ob eine detailreichere Beschreibung der komplexen Vorgänge erforderlich ist. Als

Vergleichsmodell zum Nachweis einer sinnvollen Erhöhung der Modellkomplexität wurde der Ansatz nach Schmitt und Dittmer (2007) gewählt, der auf Vorschlägen von Dittmer (2006) beruht. Eine genaue Beschreibung dieses Ansatzes erfolgt in Kap. 3.3.1.

3 MATERIAL UND METHODEN

Zur zielgerichteten Simulation und Modellierung von RBF ist eine breite Datengrundlage erforderlich. In diesem Kapitel werden Ergebnisse verschiedener Untersuchungsprogramme dargestellt, die als repräsentative Referenzversuche zur Modellbildung und -anwendung ausgewählt wurden. Diese durchgeführten Forschungsprojekte werden verkürzt beschrieben, zu Einzelheiten der Datengewinnung wird auf die angegebenen Quellen verwiesen. Zusätzlich wurden auch Versuche speziell zu Simulationszwecken durchgeführt. Zur Darstellung der betreffenden Ergebnisse ist hier eine detaillierte Versuchsbeschreibung erforderlich.

Im zeitlichen Verlauf erweiterte sich der Umfang der Datengrundlage parallel zum Fortschritt der vorliegenden Arbeit. Dies erschwert eine Trennung von vorhandenen Auswertungen und den selbst eingebrachten Materialien und Methoden. In der jeweiligen Projektskizzierung wird daher vermerkt, ob die Ergebnisse als bekannt oder neu anzusehen sind.

Wirkende Einflussfaktoren wurden in den vergangenen Jahren vor allem an deutschen Hochschulen (z. B. Universität Karlsruhe, Universität Kassel, FH Münster, TU Kaiserslautern) und weiteren Forschungsinstitutionen untersucht (z. B. BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim). In der Chronologie der vorliegenden Datengrundlage sind die Projekte zur großtechnischen Untersuchung der RBF-Anlage Ensheim (EH) durch die TU Kaiserslautern (Schmitt et al., 2005/2006) voran zu stellen. Sie entsprechen ebenso wie die in diesem Kontext entstandene Dissertationsschrift von U. Dittmer (2006) dem Kenntnisstand nach dem Merkblatt DWA-M 178 (2005). Im Rahmen dieser Projekte wurden zusätzlich Laborversuche mit Sandsäulen und Nutschen durchgeführt. Darauf aufbauend erfolgte die Anfertigung der Dissertationsschrift von R. Woźniak (2007). Auch kleinskalige Laborversuche mit Nutschen wurden im Verlauf der genannten Projekte umgesetzt. Zudem erfolgten auf Grundlage dieses Kenntnisstandes erste Simulationsarbeiten (Meyer, 2005 / Dittmer et al., 2005). Während der Erstellung der vorliegenden Arbeit ab Frühjahr 2006 wurde an der TU Kaiserslautern ein weiteres Projekt abgeschlossen, welches sich inhaltlich Laboruntersuchungen mit Säulen und Nutschen widmete. Dieses Forschungsvorhaben wurde teilweise parallel durch den Projektpartner FH Münster umgesetzt (Uhl et al., 2007) und von diesem um eine Simulationsstudie ergänzt (Henrichs et al., 2007/2009). Nach Abschluss der RBF-Untersuchungen an der TU Kaiserslautern erfolgte im Frühjahr 2007 die Anfertigung einer Simulationsstudie an der BOKU Wien innerhalb des Projektes ONUREM-COWSIM (Korkusuz et al., 2008). Diese Studie kann aufgrund ihres Kontextes „Pflanzenkläranlage“ als inhaltlicher Exkurs angesehen werden und wird in der vorliegenden Arbeit nur in ihrer Schnittmenge mit der Nachbildung von RBF betrachtet. Die Übernahme von Messdaten des RBF Oberelsungen (OE) aus einem Großprojekt der Universität Kassel (Frechen et al., 2008) erfolgte im Frühjahr 2009 und ermöglichte eine statistische Auswertung zweier großtechnischer Anlagen im Vergleich.

Eine Übersicht über die genannten Forschungsprojekte und Dissertationen findet sich in Tabelle 3-1, wobei die Hauptprojekte mit den inhaltlich zugehörigen wissenschaftlichen Arbeiten zueinander gruppiert wurden. Dabei werden die vorhandenen Projekte und Arbeiten nicht vollständig wiedergegeben, es erfolgt eine Auswahl aller für die vorliegende Datengrundlage relevanten Teile.

Tabelle 3-1: Übersicht aller Projekte der Datengrundlage (chronologisch nach Beginn)

Quelle	Kurztitel	Zeitraum	Hauptziel / Untersuchungsmaßstab
Schmitt et al. (2005)	BoFi 1	2001-2005	Reinigungsleistung Großtechnik EH
Schmitt et al. (2006)	BoFi 2	2004-2006	Reinigungsleistung Großtechnik EH, RBF-Laborsäulen
Dittmer, U. (2006)	k. A.	2006	Reinigungsleistung Großtechnik EH
Woźniak, R. (2007)	k. A.	2007	Leistung / Milieubedingungen RBF-Laborsäulen
Meyer, D. (2005)	VN1	2005	Ermittlung / Simulation Sorptionsleistung in Nutschen
Frechen et. al (2008)	k. A.	2004-2007	Reinigungsleistung Großtechnik OE
Uhl et al. (2007)	BoFi 3	2005-2006	Substrateignungsprüfung RBF-Laborsäulen
Meyer et al. (2006)	VN2	2006	Ermittlung Sorptionsleistung in Nutschen
Uhl et al. (2007)	BoFi 4	2006-2007	Substrateignungsprüfung RBF-Laborsäulen
Korkusuz et al. (2008)	ONUREM	2006-2007	Substrateignungsprüfung PKA-Laborsäulen

Im Folgenden werden die vielfältigen Studien anhand ihrer Untersuchungsmaßstäbe in Großtechnik sowie Laborversuche mit Säulen und Nutschen gruppiert zusammengefasst und beschrieben. Die Skalierung ist von übergeordneter Bedeutung, da die Übertragbarkeit von Untersuchungsergebnissen von einem auf einen anderen Maßstab stets in Frage gestellt werden sollte.

Tabelle 3-2: Vorkenntnisse und zu erbringender Leistungen innerhalb der Datengrundlage

Maßstab	Anlagen-/Projektbezug	Vorkenntnisse	Arbeitsschritte
Großtechnik	RBF Oberelsungen	Rohdaten	simulationsspezifische Auswertung
Großtechnik	RBF Ensheim	Auswertung	Ergänzung simulationsspezifischer Aspekte
Laborsäulen	BoFi 2	Auswertung	Ergänzung simulationsspezifischer Aspekte
NutschenVN1	(nach BoFi 2)	Auswertung	Überprüfung der Auswertung
NutschenVN2	(nach BoFi 3)	-	simulationsspezifische Auswertung

Die in Kap. 3.1 und 4 geordneten Methoden- und Ergebnisdarstellungen von der Großtechnik zu Laborversuchen mit Säulen und Nutschen werden in den Kap. 3.1.5 und 4.6 durch eine Sammlung von zusätzlichen Untersuchungen ergänzt. Diese Einzelaspekte stellen teilweise eine Interpretation der Ergebnisse aus den Versuchsreihen dar und wurden andererseits auch in gesonderten Versuchen generiert. Die Aufschlüsselung der gestreuten Bezüge erfolgt im direkten Kontext.

Nach Darstellung, Erläuterung und Zusammenfassung der Datenbasis und der zur Auswertung angewandten Methodik erfolgt in Kap. 3.3 eine grundlegende Beschreibung der angewandten Modelle KOSMO mit RBF-Ansatz (Kap. 3.3.1) und Hydrus-2D / CW2D (Kap. 3.3.2). Das erweiterte Schmutzfrachtmodell wird als Ursprung einer geeigneten langzeitlichen Nachbildung angesehen und wird daher in seinen Berechnungsmethoden zunächst wiedergegeben. Bezüglich CW2D ist neben einer Modellbeschreibung auch eine Darstellung der Ergebnisse eigener, früherer Simulationsstudien erforderlich. Tabelle 3-3 zeigt eine Übersicht der

Vorkenntnisse und der hinzugefügten Anwendungen. Aufgrund der unmittelbaren Fortsetzung eigener Vorarbeiten werden die bekannten Ergebnisse erst in Kap. 5 den neuen Erkenntnissen jeweils vorangestellt.

Tabelle 3-3: Vorliegende und offene Anwendungsschritte CW2D

Maßstab	Projektbezug	Hydraulik	Transport (Tracer)	Rückhalt (Sorption)	Umsatz
RBF-Säulen	BoFi 2	X	X	0	0
PKA-Säulen	ONUREM	0	0	n.b.	n.b.
NutschenVN1	(BoFi 2)	X	X	(X)	n.b.
NutschenVN2	(BoFi 3)	n.b.	n.b.	0	n.b.

Anm.: X = Vorkenntnis / (X) = zu überarbeitende Vorkenntnisse / 0 = offene Bearbeitungspunkte / n.b. = nicht betrachtet

Als Grundlage der Erstellung eines neuen Modellansatzes zur langzeitlichen Betrachtung (RSF_Sim) wurde der KOSMO-interne RBF-Ansatz (Schmitt, Dittmer, 2007) herangezogen. Da die Auswertung der Datengrundlage die Weiterentwicklung erst ermöglichte und die integrierten Berechnungsweisen teilweise auf den Beurteilungen von CW2D beruht, werden die gewählten Nachbildungsmethoden in Kap. 6 gesondert betrachtet.

3.1 Datengrundlage

Die Betrachtung von großtechnischen Anlagen bezieht sich in der vorliegenden Arbeit auf die RBF Saarbrücken-Ensheim (EH) und Oberelsungen (OE). Beide Anlagen werden im Folgenden mit ihren spezifischen Eigenschaften beschrieben und in Kontext zu den nachfolgend dargestellten ergänzenden Laborversuchen gestellt.

3.1.1 RBF Oberelsungen

Der RBF OE wurde im Projekt „Retentionsbodenfilter in Hessen“, gefördert durch das Hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV), eingehend untersucht. Für die vorliegende Arbeit wurde ein Auszug der Messergebnisse durch das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel (Prof. Dr.-Ing. F.-B. Frechen) zur Verfügung gestellt. In diesem Kapitel erfolgt eine Wiedergabe der Anlagenbeschreibung nach ebenfalls vorgelegten Auszügen aus Frechen et al. (2008).

Der Baubeginn erfolgte im Oktober 2003 und endete mit der Bepflanzung der Filteroberfläche und dem anschließenden Einstau des Filterkörpers (Anwuchspflege) im April 2004. Der Betrieb der Anlage wurde, in Abhängigkeit der Etablierung des Schilfbestandes, im Sommer 2005 aufgenommen. Bis Frühjahr 2005 waren Maßnahmen zur Verringerung des Fremdwasseranfalls in der Kanalisation der Ortslage OE umgesetzt worden, sodass durch Fremdwasser verursachte Betriebsprobleme bei Inbetriebnahme des RBF OE ausgeschlossen werden konnten.

3.1.1.1 Anlagenbeschreibung

Das besondere Merkmal der RBF-Anlage OE ist die Funktion als Gesamtanlage von Absetzbecken und RBF als Alternative zu konventionellen RÜB. In Vereinbarung mit dem HMULV erfolgte die Dimensionierung nicht nach den „Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern“ (HMULV 2008, Stand 2002). Diese Vorgehensweise wurde mit dem HMULV vereinbart, damit zu Forschungszwecken die Gesamtanlage unter intensiver Betreuung und optimaler Betriebsweise in vollem Umfang (Erreichen der Leistungsgrenzen) genutzt werden kann.

Das Einzugsgebiet des RBF OE verfügt über mehrere Entlastungsanlagen. Rund ein Drittel der befestigten Fläche ($A_{E,b} = 6,6 \text{ ha}$) wird über einen Regenüberlauf ($Q_{\text{krit.}} = 160 \text{ l/s}$) im Siedlungsgebiet oberhalb der RBF-Anlage vorentlastet. Zu den vorentlasteten Gebieten zählt ebenfalls die kleine Ortslage Escheberg ($A_{E,b} = 0,7 \text{ ha}$), die über ein eigenes Fangbecken in ein Nebengewässer entlastet. Die Kläranlage OE befindet sich in unmittelbarer Nähe der RBF-Anlage.

Unterhalb der Ortslage OE erfolgt ein Abschlag des anfallenden Mischwassers bei einem Abfluss $Q_M > 19 \text{ l/s}$ in ein im Nebenschluss angeordnetes Fangbecken (Volumen $V_{FB} = 220 \text{ m}^3$, Abbildung 3-1). Nach Vollfüllung des Fangbeckens wird das Mischwasser im Zulaufkanal zurück gestaut und über den Beckenüberlauf mit einem Lamellenfeinsieb (Stababstand 4 mm) dem RBF zugeleitet. Das Einsetzen von Dammbalken hinter dem Beckenüberlauf ermöglicht eine Umgehung des Filters während betriebsbedingter Arbeiten bzw. Störungen.

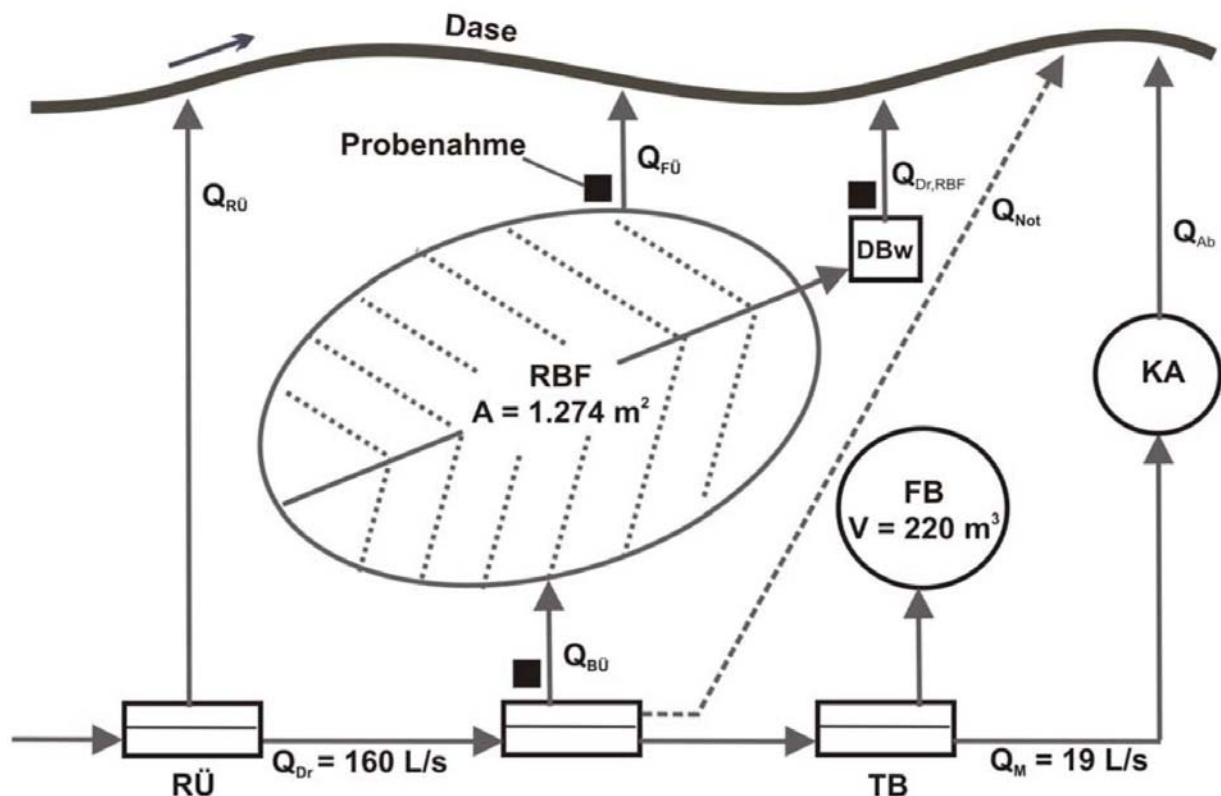


Abbildung 3-1: Systemskizze RBF Oberelsungen (Frechen et al., 2008)

Die Behandlung des Mischwassers findet während der vertikalen Durchsickerung des Filtersubstrats statt. Die Ausbildung des Einlaufbereichs mit Gabionen inklusive Steinschüttung und Rasengittersteinen soll für eine gleichmäßige Verteilung des Mischwassers über der Filteroberfläche sorgen und eventuellen Erosionsschäden vorbeugen. Über die Drainagesammelleitung wird das behandelte Mischwasser über das Drosselbauwerk mit anschließendem Ablaufkanal dem Gewässer (Dase) zugeführt. Durch eine variable Drosselwassermenge kann die Aufenthaltszeit des Wassers im Filtersubstrat beeinflusst werden. Bei Erreichen des Stauziels erfolgt der Abschlag des Mischwassers über eine Dammscharte (Filterüberlauf) in das Gewässer. Durch die Anordnung des Filterüberlaufes im Filterbecken gegenüber dem Einlaufbauwerk kann der RBF OE gemäß DWA-M 178 (2005) als Durchlauffilterbecken (DFiB) klassifiziert werden. Kenndaten der RBF-Anlage OE sind in Tabelle 3-4 zusammengefasst.

Tabelle 3-4: Kenndaten des RBF Oberelsungen (Frechen et al., 2008)

Einzugsgebiet		
Einzugsgebietfläche A _E	59,9	ha
befestigte Fläche A _{E,b}	22,3	ha
Einwohner	1.870	E
Vorstufe		
Art der Vorstufe	Fangbecken im Nebenschluss	
Volumen der Vorstufe V _{FB}	220	m ³
Grobentschlammung	Lamellenfeinsieb (4mm) am BÜ der Vorstufe	
Filterbecken		
Retentionsvolumen V _{RBF}	1.485 ¹⁾ (1.598) ²⁾	m ³
Filteroberfläche A _{RBF}	1.275 ¹⁾ (1.400) ²⁾	m ²
Einstauhöhe h _{RBF}	1,0	m
spez. Drosselabfluss q _{Dr,RBF}	0,01	L·s ⁻¹ ·m ⁻²
Beschickungshöhe h _{FA}	39 ^{2) 3)}	m·a ⁻¹
Überlaufhäufigkeit n	11 ^{2) 3)}	1·a ^{-0,75}
Bepflanzung	Schilf	
Filtersubstrat	66 ¹⁾ (80) ²⁾ cm, 80 %Sand (0/2 mm), 20 % Kalk (0/2 mm)	
Dränage	30 cm Kies (2/8 mm), Vollsickerrohre DN 150	
Abdichtung	2 mm PE-HD Folie	
Gewässer		
Dase	Gewässer III. Ordnung	
Einzugsgebietsfläche A _{E,o}	27,1	km ²
Gewässerslänge	ca. 11,0	km

¹⁾ nach Bestandsaufnahme 2006/2007, ²⁾ laut Genehmigungsplanung, ³⁾ nach SMUSI 4.0s

Der angegebene Drosselabfluss wurde nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum von Juli 2005 bis Juli 2007 eingestellt. Von Juni 2006 bis Mai 2007 wurde zu Forschungszwecken die Ablaufgeschwindigkeit verdoppelt, gleichzeitig erfolgte eine Umstellung von einer ungeregelten zu einer elektronisch geregelten Drosselsteuerung mittels eines Plattenschiebers. Der geregelte Betrieb wurde auch nach Zurückstellung auf den angegebenen Wert beibehalten.

Der RBF OE ist mit einem Filtersubstrat ausgestattet, welches sich aus 80 Massen-% Sand und 20 Massen-% Kalk der Körnung 0/2 mm zusammensetzt. Tabelle 3-5 zeigt weitere Parameter des eingebauten Filtersubstrates.

Tabelle 3-5: Kenndaten des Filtersubstrates RBF Oberelsungen (Frechen et al., 2008)

Parameter	Einheit	Filtersubstrat
$U = d_{80} / d_{10}$	[-]	2,0
$\text{pH}_{\text{KCl}}^{1)}$	[-]	8,3
Glühverlust	[%]	0,6
Carbonatgehalt CaCO_3	[Massen-%]	13,0
CaCO_3 - Reaktivität	[%]	48
Fe (oxalatlösliche Eisenoxide)	$[\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}]$	203
Fe (dithionitlösliche Eisenoxide)	$[\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}]$	29

¹⁾ KCl: Kaliumchloridlösung

Die in Abbildung 3-2 dargestellte Korngrößenverteilung weist eine Verschiebung in den grobkörnigen Bereich im Vergleich zu den Empfehlungen nach DWA-M 178 (2005) auf.

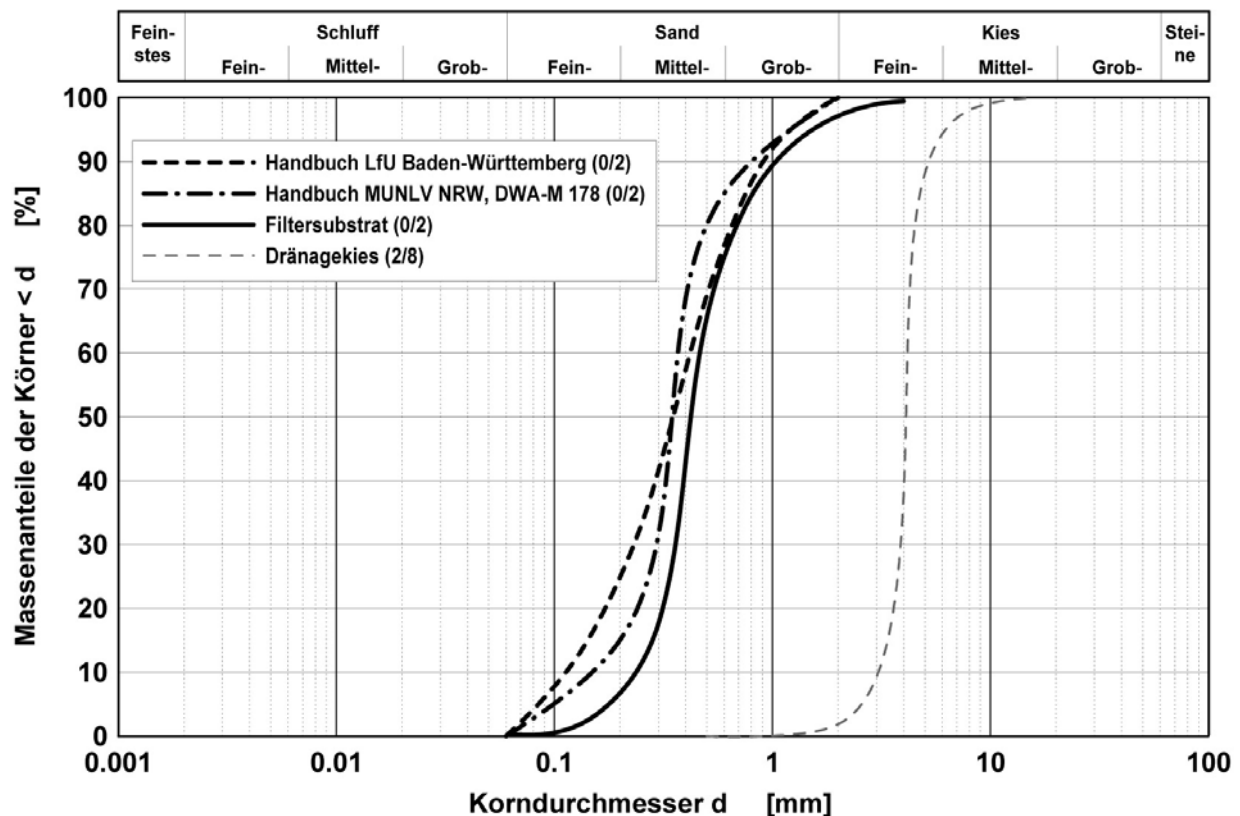


Abbildung 3-2: Sieblinien Oberelsungen (Frechen et al., 2008)

Weitere simulationsrelevante Angaben wurden nach Waldhoff (2008) zusammengestellt: Die Lagerungsdichte des meliorierten Substrates beträgt demnach $1,58 \text{ g/cm}^3$, der Sättigungswassergehalt 29,8 %. Zudem erfolgte die Ermittlung eines effektiven Porenvolumens nach Eigendefinition: In Lysimeterversuchen wurde das Wasservolumen bestimmt, welches erforderlich ist, um im angebauten Standrohr eine Füllung bis zur Filteroberfläche zu erreichen. Als Berechnungsergebnis liegt ein gemitteltes effektives Porenvolumen von 14,1 % vor, wobei von Schwankungen in den Messergebnissen im Zusammenhang mit Befüllvorgang und Biofilmwachstum berichtet wird.

3.1.1.2 *Untersuchungskonzept, Messtechnik und Probennahme*

Die Messkampagne am RBF OE begann mit dessen Inbetriebnahme und betrachtete einen Zeitraum von rund 2 Jahren. Die auftretenden Ereignisse wurden hydraulisch wie stofflich im Zu-, Über- und Ablauf erfasst. Neben den üblicherweise zu bestimmenden Parametern Leitfähigkeit, pH-Wert, Umgebungstemperatur, CSB, Ammonium und Nitrat wurden weitere Größen wie Sauerstoffgehalt, AFS, BSB₅, Gesamt-Stickstoff, Nitrit, Gesamt-Phosphor, Orthophosphat und im Besonderen die Keimbelastung gemessen. Damit stellen die hier zu Verfügung gestellten Daten einen Auszug eines besonders umfangreichen Messprogramms dar.

Aufgrund des großen Schwankungsbereiches der Abflüsse von Mischwasserentlastungen werden gerade im Zulauf von RBF-Anlagen hohe Anforderungen an die zu verwendenden Messsysteme gestellt. Nur bei Bestimmung aller relevanten Zu- und Abflüsse in ausreichender Genauigkeit können geschlossene Frachtbilanzen für eine RBF-Anlage bestimmt werden.

Im Zulauf zum RBF OE wurden vor dem Beckenüberlauf des vorgeschalteten Fangbeckens zwei Ultraschallsensoren über die Mittelachse des Mischwasserkanals angeordnet, um die maßgebliche Überfallhöhe der ca. 8 m langen halbrunden Wehrschwelle ermitteln zu können.

Im Ablauf des RBF OE war ein Trapezmesswehr installiert, dessen Überfallhöhe mittels Ultraschallsensor bestimmt wurde. Über die im Labormaßstab ermittelte Beziehung des Durchflusses zur Überfallhöhe (Q-h-Kennlinie) wurde der jeweilige Abfluss des RBF berechnet. Des Weiteren wurden über die Überfallhöhe im Ablauf und einen elektronisch geregelten Plattenschieber die unterschiedlichen Drosselabflüsse in der zweiten Betriebsphase eingestellt.

Sowohl im Zulauf als auch im Ablauf wurden zusätzliche Messungen zum Ende des Untersuchungszeitraums durchgeführt. Über inline-Sonden wurden die Temperatur, der pH-Wert, die Sauerstoffkonzentration und die elektrische Leitfähigkeit aufgezeichnet.

Der Filterüberlauf wurde mit einer halbrundkronigen Wehrschwelle in leichter V-Form ausgestaltet, um bei kleinen Überlaufmengen im Gegensatz zu einer ebenen Schwelle erhöhte Überfallhöhen und eine damit einhergehende größere Messgenauigkeit zu erreichen. Die Überfallhöhe wurde mittels Ultraschallsensor im Filterbecken gemessen, welcher gleichzeitig den Wasserstand im Retentionsraum wiedergibt. Über die im Labormaßstab ermittelte Beziehung des Durchflusses zur Überfallhöhe (Q-h-Kennlinie) wurde der jeweilige Durchfluss über den Filterüberlauf des RBF errechnet. Ergänzend zu den Durchflüssen werden standardmäßig die

meteorologische Daten Temperatur und Niederschlag aufgezeichnet. Das Mess- und Speicherintervall für alle Messdaten betrug computergesteuert eine Minute.

Zur Aufstellung der Frachtbilanzen wurden auf den RBF-Anlagen die den Zu-, Ab- und Überlaufmengen entsprechende Anzahl an Mischwasserproben im Zulaufkanal, im Ablaufbauwerk sowie im Filterüberlauf gezogen. Die Ansteuerung der gekühlten, automatischen Probenehmer erfolgte in Abhängigkeit der Wasserstandsmessungen an den entsprechenden Probenahmestellen. Der Transport der Proben von der ca. 25 km entfernten RBF-Anlage ins fachgebietsinterne Labor in Kassel erfolgte generell mittels Kühlboxen und PKW direkt nach Ereignisende bzw. bei längeren Betriebszeiten spätestens nach Erschöpfung der Probenehmerkapazitäten innerhalb von ca. 30 h nach Ereignisbeginn.

Die Intervalle der Probennahme zur Erfassung von Ganglinien wurden den jeweiligen Standorten angepasst. Im Zulauf erfolgten bei Ereignisbeginn Ziehungen im Abstand von 2 Minuten, die zu einer 10-min Mischprobe zusammengefasst wurden. Überschritt die Zulaufdauer einen Zeitraum von einer Stunde, so wurden die Intervalle auf 12 min zur Erstellung einer 1h-Mischprobe ausgedehnt. Im Ablauf wurden Teilproben im Abstand von 10 Minuten zu 2-h Mischproben zusammengefasst, für Überläufe wurden Abstände von 12 min zur Ziehung einer 1-h Mischprobe gewählt (Frechen et al., 2008).

3.1.1.3 Übersicht der Messdaten

Innerhalb der Untersuchungsdauer von 24 Monaten wurden 57 Beschickungsereignisse verzeichnet, davon 23 innerhalb von Phase A (Drosseleinstellung $0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$) ungeregelt, Juli 2005 bis Juni 2006), ebenfalls 23 innerhalb von Phase B ($0,02 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$) geregelt, Juni 2006 bis März 2007) und 11 innerhalb von Phase C ($0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$) geregelt, März bis Juni 2007). Der Betrieb verlief weitgehend störungsfrei und ohne Beeinträchtigung durch Kolmationseffekte.

Tabelle 3-6: Übersicht Untersuchung der Beschickungsereignisse RBF Oberelsungen

Phase	gesamt	hydraulisch	CSB hom	CSB S	NH ₄ -N	NO ₃ -N
A [$0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$]	23	23	20	(0)	20	20
B [$0,02 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$]	23	23	19	(7 zu, 6 ab)	18	18
C [$0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$]	11	11	10	(8 zu, 7 ab)	10	10
gesamt	57	57	49	(15 zu, 13 ab)	48	48

Tabelle 3-6 gibt eine Übersicht der in der Messkampagne erfassten Daten über den gesamten Untersuchungszeitraum und in den Phasen unterschiedlicher Drosseleinstellung. Die angegebenen hydraulischen Beobachtungen beziehen sich auf die Zulaufvolumina – wurden bei einzelnen Ereignissen keine stofflichen Parameter erfasst, so wurden auch keine Ablaufvolumina angegeben. Da bei den insgesamt 49 von 56 stofflich erfassten Ereignissen die Zu- und Ablaufvolumina in Einzelfällen maximal um $0,2 \text{ m}^3$ voneinander abwichen, kann davon ausgegangen werden, dass über den gesamten Untersuchungszeitraum die Wassermengen hinreichend genau erfasst wurden.

Für 8 der 57 Ereignisse liegen außer der zugehörigen Stapelhöhe keine weiteren Daten vor. Vollständig beprobt (CSB_hom, NH₄-N und NO₃-N) wurden 47 der 57 Ereignisse, da sich die fehlende NH₄-N- und NO₃-N-Bestimmung in Phase B nicht auf dasselbe Ereignis bezieht. Zudem besitzt das Ereignis 15 (22.04.2006) eine Datenlücke betreffend der beiden N-Parameter in der letzten Ablaufprobe. Die fehlende Messung konnte in Zusammenarbeit mit den Projektarbeitern durch Vergleich zu ähnlichen Ereignissen in für die Simulationsarbeit hinreichender Genauigkeit abgeschätzt werden, um nicht das Gesamtereignis außer Acht lassen zu müssen.

Die Bestimmungen des CSB wurden im Standardprogramm als CSB_hom erfasst. Im späteren Verlauf der Kampagne wurden zusätzlich filtrierte Proben analysiert, wobei häufig Datenlücken entstanden. Bei einem Ereignis wurde im Zulauf (zu) der Ereignisbeginn nicht erfasst, sodass dieses aus der statistischen Auswertung ausgenommen werden musste. Messungen in den Abläufen (ab) wurden zumeist bei gleichzeitiger Zulaufbeprobung umgesetzt, jedoch seltener. Nur zweimal erfolgte eine Beprobung allein im Ablauf. Datenlücken in 3 der 13 betrachteten Ereignisse konnten – wiederum nach Rücksprache - abgeschätzt werden, da zur Verringerung des Analytikaufwandes gezielt nicht alle Proben bestimmt wurden. Die Datendichte von 3 anderen Ablaufbestimmungen wurde als zu gering angesehen, um in die statistische Auswertung einzugehen. Sie wurden als Stichproben herangezogen und bestätigen die gewonnen Erkenntnisse. Insgesamt wurden somit 14 Ereignisse im Zulauf und 10 im Ablauf detailliert ausgewertet, davon 9 an beiden Beobachtungsorten gleichzeitig. Die Anzahl der fraktioniert bestimmten Ereignisse ist somit gegenüber der Zahl der erfassten Beschickungen und gegenüber den Bestimmungen des CSB_hom deutlich eingeschränkt.

3.1.2 RBF Saarbrücken-Ensheim

Der RBF EH wurde durch Schmitt et al. (2005/2006) sowie Dittmer (2006) eingehend untersucht. Die Ergebnisse wurden als Datengrundlage für die vorliegende Arbeit durch das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern zur Verfügung gestellt. An dieser Stelle werden grundlegende Eigenschaften und Besonderheiten des RBF EH aus den gegebenen Quellen zusammengefasst.

3.1.2.1 Anlagenbeschreibung

Die Ortslage Saarbrücken-EH entwässert überwiegend im Mischsystem. Die Regenwasserbehandlungsanlage „Am Leberg“ wurde zum Schutz des abflussschwachen Gewässers „Aubach“ neben einem konventionellen Durchlaufbecken mit einem RBF versehen. Die RBF-Anlage wurde im November 2001 in Betrieb genommen, eine Skizze findet sich in Abbildung 3-3.

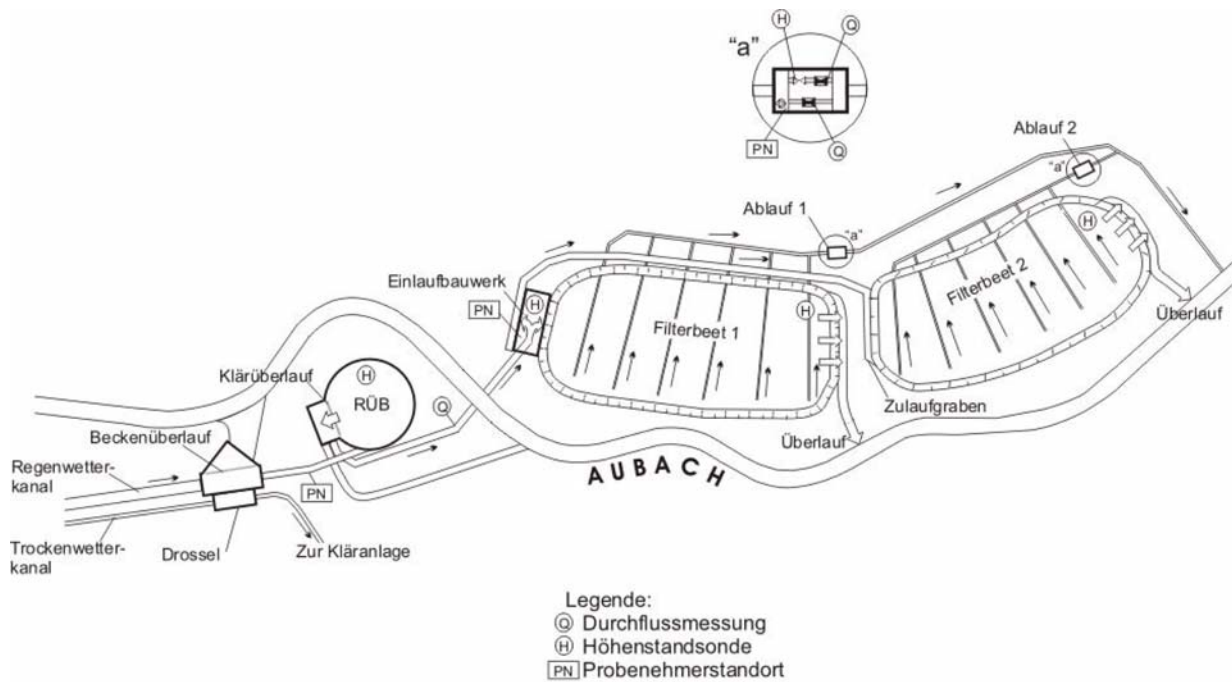


Abbildung 3-3: Skizze der RBF-Anlage Saarbrücken-Ensheim (Dittmer, 2006)

Das Einzugsgebiet kann als nicht vorentlastet angesehen werden, da lediglich 4 % der befestigten Fläche in ein anderes Gewässer entlastet werden. Kenngrößen des Einzugsgebietes sind in Tabelle 3-7 zusammengestellt.

Tabelle 3-7: Kenngrößen des Einzugsgebietes RBF Ensheim (Dittmer, 2006)

Fläche des EZG	A_E	95 ha
befestigte Fläche	$A_{E,b}$	38 ha
Einwohnerzahl	-	3.000 E
gewerbl. Schmutzwasseranfall	-	1.500 EGw
mittlerer Schmutzwasserabfluss	Q_s	6,2 l/s

Untersuchungen von Tagesgängen im Trockenwetterabfluss zeigten für $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB_{hom} trotz des relativ hohen gewerblichen Schmutzwasseranteils keine Auffälligkeiten gegenüber Literaturwerten. Besonderheiten des Einzugsgebietes liegen jedoch im ungewöhnlich hohen Fremdwasseranteil sowie in der saisonalen Einleitung von Flughafenabwässern.

In den Sommermonaten (Mai bis September) wird das Oberflächenwasser des Flughafens Saarbrücken in Regenrückhaltebecken gesammelt und in angrenzende Gewässer eingeleitet. Die betreffende Fläche misst ca. 20 ha mit Verkehrs- und Gewerbeflächen zuzüglich der Drainage von Rasenflächen. In den Wintermonaten ist die Gewässereinleitung aufgrund von enthaltenen Enteisungsmitteln und Streugütern nicht möglich, daher erfolgt eine Einleitung in die Mischkanalisation mit maximal 10 l/s.

Untersuchungen des Fremdwasserabflusses (Schmitt et. al., 2005, dargestellt in Dittmer, 2006) zeigten ungewöhnlich hohe saisonale Schwankungen auf. Nach dieser Auswertung lag der mittlere Fremdwasserabfluss in 2002 bei 11,4 l/s, was einer Abflussspende von

0,3 l/(s*ha_{A_E,b}) entspricht. In den Sommermonaten lag dieser Wert bei rund 1/4 des Durchschnitts, in den Wintermonaten zeigten sich dagegen extreme Spitzen. Eine deutliche Verringerung des Fremdwassereinflusses zu Anfang des Jahres 2004 wurde mit Sanierungsarbeiten an der Flughafenentwässerung in Verbindung gebracht.

Die Vorstufe des RBF besteht aus einem RÜB, dessen Zulaufkanal als Stauraumkanal ausgebildet ist. Aufgrund der Zielsetzung einer weitergehenden Mischwasserbehandlung wurde das Stauvolumen auf eine sehr hohe kritische Regenspende ausgelegt. Da bei der Planung zudem zu hohe Prognosewerte bezüglich der Bevölkerungsentwicklung und dem gewerblichen Schmutzwasseranfall zu Grunde lagen, erscheint die Vorstufe gegenüber den Vorgaben des ATV-Arbeitsblattes A 128 (ATV, 1992) überdimensioniert (Dittmer, 2006). Kenngrößen der Vorstufe sind in Tabelle 3-8 zusammengestellt.

Tabelle 3-8: Kenngrößen Vorstufe RBF Ensheim (Dittmer, 2006)

Volumen des RÜB	$V_{RÜB}$	900 m ³
Volumen des SK	V_{SK}	600 m ³
spezifisches Speichervolumen	V_{Sp}	39,5 m ³ /ha _{A_E,b}
Mischwasserabfluss	Q_M	45,6 l/s
Verhältnis $Q_M / Q_{S,aM}$	f_{S_QM}	6,4
Kritische Regenspende (BÜ)	r_{krit}	50 l/(s*ha _{A_E,b})

In Vergleichsrechnungen zeigt Dittmer (2006) auf, dass ein Speichervolumen von 460 m³ nach Bemessungsverfahren des ATV-Arbeitsblattes A 128 ausreichte. Im Verlauf der zweiten Beprobungsphase im Jahr 2004 wurde daher der Drosselabfluss (Q_M) vorübergehend auf 20 l/s gesenkt, um Entlastungsereignisse mit höheren Schmutzwasseranteilen zu erzwingen.

Der RBF EH ist aufgrund der vorliegenden Topographie in 2 getrennte Filterbeete unterteilt, deren Aufbau und Geometrie identisch sind. Die Beschickung erfolgt aus einer Dükerleitung (DN 1400) über ein Einlaufbauwerk mit 2 Wehrschwellen regulär auf beide Beete parallel, wobei der tiefer liegende Filter mittels einer Verbindungsleitung an das Einlaufbauwerk angeschlossen ist. Bemessung und konstruktive Gestaltung entsprachen zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme dem Stand der Technik.

Tabelle 3-9: Kenndaten des RBF Ensheim (Dittmer, 2006)

Filteroberfläche	A_F	2.080 m ² (= 2 * 1.040 m ²)
spezifische Filterfläche	$A_{F,Sp}$	55 m ² /ha _{AE,b}
Nutzbare Tiefe des Retentionsraumes	h_{RBF}	0,80 m
Speichervolumen des Retentionsraumes	V_{RR}	2.100 m ³ (= 2 * 1.050 m ³)
spezifisches Speichervolumen	$V_{RR,Sp}$	55,2 m ³ /ha _{AE,b}
Filtergeschwindigkeit	$q_{Dr,RBF}$	0,01 l/(s*m ²)

Der Filterkörper ist aus einer Drainageschicht (30 cm Rheinkies 2/8), einer Filterschicht aus oberrheinischem Sand (105 cm Rheinsand 0/2) und einer Deckschicht (5 cm Rheinkies 2/8) aufgebaut. Das eingebaute Filtermaterial weist gegenüber LfU (1998) und DWA-M 178 (2005) einen zu hohen Anteil im Bereich Grobsand und Feinkies auf. Zwischen Filter- und Drän-schicht wurde ein Geovlies zur Stabilitätssicherung eingebracht.

3.1.2.2 Untersuchungskonzept, Messtechnik und Probennahme

Die Gewinnung von Messdaten erfolgte in 2 zeitlich getrennten Untersuchungsphasen. Die 1. Messphase (August bis Oktober 2002) wurde von der zuvor beschriebenen Überdimensionierung der Vorstufe stark beeinflusst. In der Folge ergab sich eine sehr geringe Entlastungsaktivität mit geringen Schmutzwasseranteilen. In der 2. Messphase (Januar bis Juni 2004) wurde daher der Drosselablauf der Vorstufe von 45,6 auf 20 l/s reduziert, gleichzeitig erfolgte eine Intensivierung der Beschickung des 1. Beetes durch eine Reduzierung der Entlastung auf das zweite Beet. Im Zusammenhang mit dem dargestellten Auftreten erhöhter Fremdwasserbelastungen im Frühjahr ergaben sich mehrtägige Einstauzeiten des Filterbeckens mit relativ hohen Schmutzwasseranteilen.

Die Volumenströme im Zulauf wurden 2002 mittels einer Ultraschall-Doppler-Messung an der als Messwehr ausgeführten Überlaufschwelle quantifiziert. Im Jahr 2003 wurde zu optimierten Erfassung von Zuläufen < 100 l/s Dreieckswehre mit einer zusätzlichen Ultraschallsonde nachgerüstet. Der Drosselablauf wurde ebenso wie Pumpentätigkeiten zur Entleerung anhand einer magnetisch-induktiven Durchflussmessung (MID) festgehalten. Zusätzlich erfolgten Wasserstandsmessungen im Retentionsraum durch Ultraschall. Als Umweltbedingung wurden in 2004 die Temperaturen als Tagesmaxima und -minima nach „Wetter-online.de“ für den nahe gelegenen Flughafen Saarbrücken festgehalten.

Im Mittelpunkt des Untersuchungskonzeptes standen Standardparameter wie CSB_{hom}, CSB_S, NH₄-N und NO₃-N sowie pH-Wert und Leitfähigkeiten. Zusätzlich erfolgte zeitweilig die Bestimmung von DOC, BSB₅, TN bzw. LATON, orgN sowie P_{ges} und PO₄-P. Erfasst wurden Proben im Zu- und Ablauf sowie zeitweilig im Retentionsraum.

Die Bestimmung von Qualitätsparametern erfolgte weitgehend durch eine automatisierte Probennahme mit anschließender Analyse im fachgebietseigenen Labor. Zur geeigneten Erfassung typischer Konzentrationsschwankungen im Zu- und Ablauf wurde die Programmierung der Probennehmer unterschiedlich angepasst. Eine detaillierte Aufstellung findet sich in Dittmer (2006) ebenso wie eine ausführliche Erläuterung der Analytikmethoden und die Grundlagen der angewandten Stoffstrombilanzierung. Wesentliche Untersuchungsergebnisse von insgesamt 13 beprobten Ereignissen werden in Kap. 4.2 wiedergegeben und um simulationspezifischer Betrachtungen ergänzt. In Kap. 4.3 werden die Resultate aus EH mit der RBF-Anlage OE verglichen.

3.1.2.3 Übersicht der Messdaten

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 13 Ereignisse hydraulisch wie stofflich aufgezeichnet, davon 5 in der Messphase 1 und 8 in der Messphase 2. Die Volumenströme wurden vollständig erfasst, bei der stofflichen Beprobung entstanden dagegen Datenlücken. Diese Lücken konnten teilweise überbrückt werden, bezüglich der angewandten Methodik wird auf Dittmer (2006) verwiesen. Eine Übersicht der beprobten Ereignisanzahlen für ausgewählte Parameter liefert Tabelle 3-10.

Tabelle 3-10: Übersicht Untersuchung der Beschickungsereignisse RBF Ensheim

Phase	gesamt	hydraulisch	CSB hom	CSB S	NH ₄ -N	NO ₃ -N
1	5	5	4	5	5	5
2	8	8	7	8	8	8
gesamt	13	13	11	13	13	13

3.1.3 Laborversuche mit Säulen

Im Rahmen aller Projekte, die die vorliegende Datengrundlage bilden, wurden Versuche in verkleinerten Maßstäben durchgeführt. Diese Verkleinerung bezieht sich in einem ersten Schritt auf die Fläche, um Randbedingungen kontrollierbar zu machen, die in der Großtechnik nur in Verbindung mit entsprechenden Niederschlagsereignissen auftreten. Dazu gehören z. B. Einrichtungen zur geregelten Beschickung und Ablaufdrosselung. Versuchsaufbauten unter freiem Himmel mit einer Filteroberfläche von mehr als 1 m² werden im Kontext RBF als Lysimeter bezeichnet. Der Maßstab der Lysimeterversuche findet in der vorliegenden Arbeit jedoch keine Beachtung, da bezüglich der RBF-Anlage EH keine derartigen Versuche durchgeführt wurden und die mit der Anlage OE vergleichbaren Ergebnisse nicht vorliegen.

Den nächsten Schritt der Verkleinerung stellen so genannte Säulenversuche dar. Dabei wird die Oberfläche des Filterausschnitts deutlich kleiner als 1 m² gewählt. In der Regel wird der Versuchstand nicht der Witterung ausgesetzt, sondern im Innenraum aufgebaut. In diesem Zusammenhang wird zumeist auch auf eine Bepflanzung verzichtet. Zu den bereits erwähnten Möglichkeiten der hydraulischen Steuerung lassen sich im Labormaßstab weitere Randbedingungen kontrollieren, so z.B. die stoffliche Belastung. Die RBF-Säulenversuche werden im Folgenden erläutert, zudem erfolgt eine Beschreibung der ergänzenden PKA-Säulenversuche. Im Kap. 3.1.4 wird auf den kleinsten verwendeten Labormaßstab mit Nutschenversuchen eingegangen, bei dem eine Unterteilung im Tiefenprofil erfolgt.

3.1.3.1 RBF-Säulenversuche mit künstlichem Mischwasser

Die Säulenversuche mit künstlichem Mischwasser stellen einen wesentlichen Bestandteil der an der TU Kaiserslautern durchgeführten RBF-Forschungsprojekte dar. Erfolgte der Betrieb zunächst nur in Ergänzung zu den Untersuchungen an der RBF-Anlage EH, so wurde mit der Entwicklung eines Substratprüfverfahrens schließlich ein gänzlicher Ersatzbetrieb angestrebt.

Aus der Vielzahl der durchgeführten Einzelversuche lassen sich Versuchsreihen zusammenfassen, da in Abhängigkeit von Untersuchungszielen über bestimmte Zeiträume einzelne Parameter variiert wurden, während andere Einstellungen möglichst unverändert blieben. Die als Datengrundlage besonders geeignet erachteten Untersuchungsreihen werden mit ihren Besonderheiten dargestellt.

Versuchsaufbau

Der Versuchsaufbau besteht aus einem Vorlagebehälter für das Beschickungswasser, einem säulenförmigen Filterbecken und aus einer Einrichtung zur Ablaufsammlung (ggf. mit Kühlung). Jede Säule ist aus 2 Plexiglasrohren mit einem Innendurchmesser von 19 cm zusammengesetzt. Im unteren Teil befindet sich der Filter, bestehend aus dem sandigen Filterkörper, einer kiesigen Deckschicht als Erosionsschutz sowie einer kiesigen Drainage. Der obere Säulenteil dient als Retentionsraum, beide Abschnitte sind mit einer lichtdichten Abdeckung versehen, die zu Kontrollzwecken während der Versuchsdurchführung geöffnet werden kann. Da keine Bepflanzung in die Säulen eingebracht und das Beschickungswasser stets vorfiltriert wurde, kam es nicht zur Ausbildung einer ausgeprägten Sedimentschicht. Um eine Entlüftung des Filterkörpers zu erzielen, wurden die Säulen mit Standrohren versehen. Diese wurden zudem zur Ermittlung des K_F -Wertes nach dem Darcy-Gesetz genutzt.

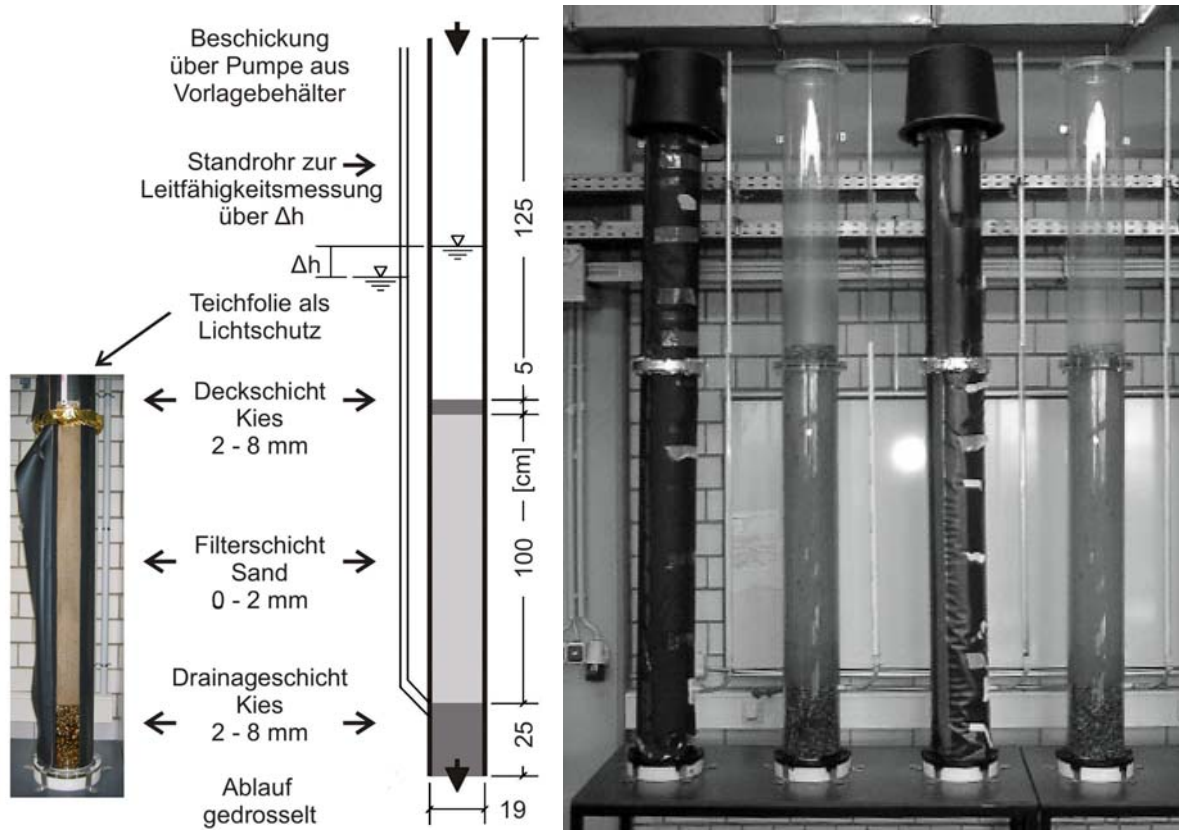


Abbildung 3-4: Skizze Filterbecken RBF-Säulenversuche (Meyer, 2005)

Der Betrieb der Säulen erfolgte sowohl gedrosselt als auch ungedrosselt. Die Drosselung des Ablaufes wurde in früheren Versuchen mit Schlauchklemmen umgesetzt, eine Verbesserung

des Versuchsaufbaus wurde durch den Einsatz von Schlauchquetschpumpen erreicht. Bei den hier dargestellten Versuchen erfolgte zumeist eine Drosselung mittels Pumpen, eine Ausnahme stellt lediglich ein ungedrosselter Tracerversuch dar.

Zielsetzungen und Vorgehensweisen

Parallel zur Untersuchung der Reinigungsleistung des RBF EH wurden im Labor des FG Si-WaWi der TU Kaiserslautern Säulenversuche mit vergleichbarer Belastung an einem weitgehend identischen Substrat durchgeführt (BoFi 1 / BoFi 2). In BoFi 1 (Tabelle 3-1) bestand die Zielsetzung in der Ermittlung der Leistungsfähigkeit des Substrates in Abhängigkeit von der Drosselgeschwindigkeit und der Dauer der Trockenphase. Dazu wurde der Versuchsstand in zunächst regelmäßigen, später unregelmäßigen Abständen mit standardisiertem synthetischem Mischwasser (h_{FA} konstant 0,5 m) schwallartig beschickt und durch Gesamtmischproben stofflich erfasst. Im Vordergrund von BoFi 2 stand die Ermittlung von Leistungsgrenzen unter weitgehend konstanten und kontrollierbaren äußeren Einflüssen und definierter hydraulischer wie stofflicher Belastung. Durch unterschiedliche Stapelhöhen, Drosseleinstellungen, Zulaufkonzentrationen und Trockenphasendauern wurde eine hohe Varianz der Randbedingungen erzielt. Zudem erfolgten gezielte stoffliche Überlastungen des Filterkörpers, denen eine Großanlage aufgrund der Versagensgefahr kaum gezielt ausgesetzt werden kann. Speziell bei kritischen Ereignissen wurde der Säulenablauf mit Ganglinien beprobt. Anstelle des synthetischen Mischwassers wurde durch Verdünnung kommunaler Abwässer ein künstliches Mischwasser zur Beschickung eingesetzt. Ergänzungen und Erweiterungen des Messprogramms erfolgten im Rahmen eines Dissertationsvorhabens (Woźniak, 2007).

In Projekten der TU Kaiserslautern mit der FH Münster (BoFi 3 / BoFi 4) wurde ein Verfahren zur Eignungsprüfung von Substraten zum großtechnischen Einsatz in RBF erarbeitet (Tabelle 3-1). In parallelen Säulenversuchen an den zwei Hochschulstandorten wurde eine möglichst kurze Einfahrzeit mit halbwochigen Beschickungsabständen (h_{FA} konstant 0,5 m) bis zum gesicherten Betrieb angestrebt. Zum Abschluss erfolgten gezielte Hochbelastungen als Eignungstest. Als Beschickungswasser wurde ein synthetisches Mischwasser ähnlich BoFi 1 verwendet, welches auf stets konstante Zulaufkonzentrationen konditioniert wurde. Die Zusammensetzung zeigte sich gelegentlich instabil bei mehrstündiger Lagerung im Vorlagebehälter sowie bei mehrtägigem Säuleneinstau.

Aufgrund der Fülle der vorliegenden Messergebnisse war eine Auswahl zur Nutzung als Datengrundlage der Simulationsarbeiten zu treffen. Als Kriterien wurden dazu die inhaltliche Nähe zu Untersuchungen in anderen Maßstäben (Großtechnik, Nutschen), die Variation von Randbedingungen (z. B. Stapelhöhen, Frachten, Drosseleinstellungen) sowie die Vielfalt ergänzender Bestimmungen (z. B. Biomasseverteilung, Milieubedingungen) herangezogen. Einen weiteren Aspekt stellt die Ermittlung von Belastungsgrenzen mit Beprobungen in Ganglinien dar, da sich diese vor allem unter variierenden Randbedingungen besonders geeignet zur Modellkalibrierung erweisen.

Den genannten Kriterien wird vor allem die Messreihe aus dem Projekt BoFi 2 mit ihren Ergänzungen und Erweiterungen gerecht. Zudem wird der Verwendung von künstlichem anstelle synthetischen Mischwassers eine bessere Übertragbarkeit in den Maßstab der Großtechnik beigemessen. Die folgende Beschreibung des Konzeptes bezieht sich daher ausschließlich auf die Vorauswahl. Werden im Zusammenhang mit Modellanwendungen Hochlastereignisse außerhalb der dargestellten Messreihe zur Kalibrierung herangezogen, so finden sich dort Angaben zu Abweichungen im Vorgehen.

Als ergänzende Untersuchungen im direkten Umfeld der ausgewählten Kampagne (vgl. Tabelle 3-1) sollten Bestimmungen der Biomasseverteilung (Kap. 3.1.5.5) sowie die Nutschenversuche VN1 (Kap. 3.1.4.3) genannt werden. Die Darstellung und simulationsspezifische Auswertung der Ergebnisse in Kap. 4.4.1 beinhaltet eine weitere Eingrenzung innerhalb der Messreihe, die im Folgenden aufgeschlüsselt wird.

Im Projekt BoFi 2 wurden im Zeitraum vom 12.08.2004 bis 01.03.2005 Beschickungen von 5 Säulen vorgenommen. Zwei der KleinfILTER waren in Anlehnung an den RBF Saarbrücken-EH mit Rheinsand befüllt, im weiteren Projektverlauf erfolgte der Betrieb dreier weiterer Säulen mit Lavasand. Die für Rhein- und Lavasand ermittelten Sieblinien sind in Abbildung 3-5 dargestellt.

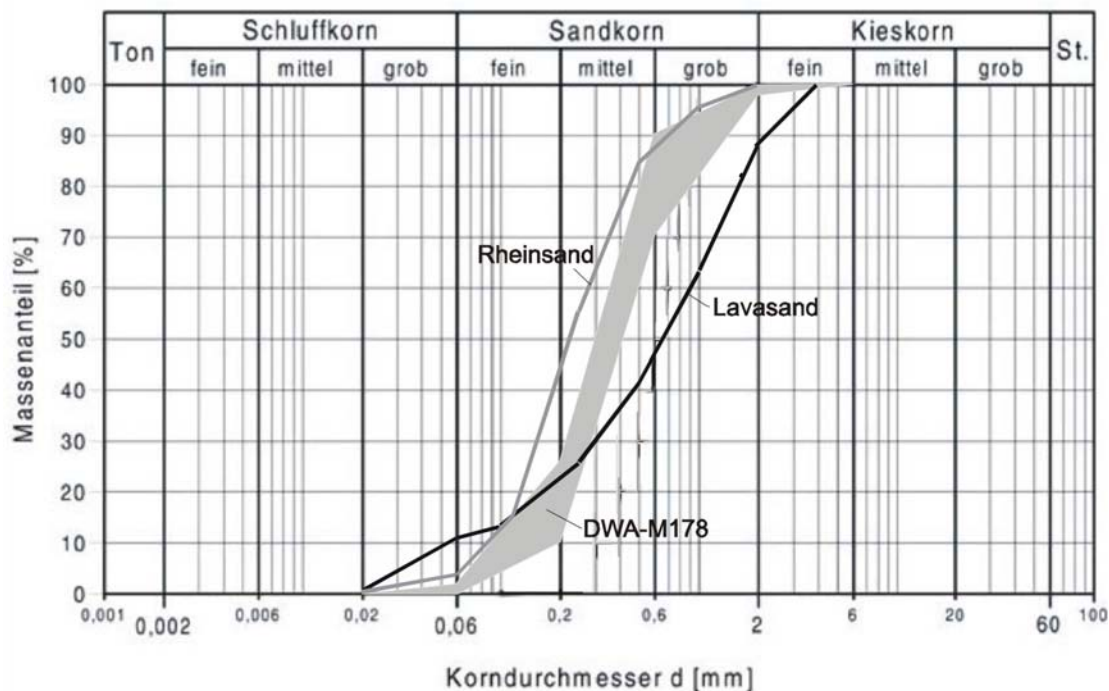


Abbildung 3-5: Sieblinien der Substrate RBF-Säulen BoFi 1 / BoFi 2 (Woźniak, 2007)

Die Korngrößenverteilung des Rheinsandes weist im Vergleich zu den Vorgaben nach DWA-M 178 (2005) höhere Anteile im Bereich gröberer Körnungen auf. Bezogen auf die Gesamtmasse liegen die Abweichungen bei 10 % und mehr für die Fraktionen Mittel- und Grobsand. Zum direkten Vergleich von Drosseleinstellungen wurden die beiden Rheinsandsäulen während der Intensivmessphase identisch beschickt. Die Auswahl der Drosseleinstellung der Säulen

le A (RSA, 0,01 l / (s*m²)) entspricht dabei den Empfehlungen des Merkblattes DWA-M 178 (2005) für Substrate mit abweichender Korngrößenverteilungen, die Einstellung der Säule B (RSB, 0,05 bzw. 0,03 l / (s*m²)) liegt über dem vorgeschlagenen Wert von 0,02 l / (s*m²) für ideale Sande. Folglich entspricht die Drosselgeschwindigkeit der RSA dem Stand der Technik.

Die mit Lavasand gefüllten Säulen werden aus der weiteren Betrachtung ausgenommen, da sie hinsichtlich der zu simulierenden Versuchsergebnisse keine zusätzlichen Anforderungen ergeben: Bezüglich CSB weist das Substrat vulkanischen Ursprungs eine mit Rheinsand vergleichbare Reinigungsleistung auf, gegenüber NH₄-N ist seine Rückhaltfähigkeit so hoch, dass trotz höchster Belastung kein Versagen erzwungen werden konnte.

Eine Übersicht aller an den Rheinsandsäulen vorgenommenen Beschickungen mit Nennung der Stapelhöhe, Drosseleinstellung und Art der Ablaufbeprobung findet sich mitsamt einer Gliederung in unterschiedliche Programmphasen in Tabelle A 1. Aus der Zusammenstellung ist ersichtlich, dass bis einschließlich Ereignis Säulenversuch Nr. 22 (ES22) zumeist Beschickungen mit durchschnittlichen Stapelhöhen von 0,5 m umgesetzt wurden. Anschließend erfolgte von ES23 bis ES37 eine Intensivmessphase, in der die genannten Kriterien zur Eignung als herausragende Datengrundlage zur Simulation erfüllt werden. Die abschließend ergänzend durchgeführten Versuche mit gesonderter Zielsetzung (Woźniak, 2007) werden in eine erweiterte Betrachtung einbezogen.

Zur Herstellung des in der ausgewählten Kampagne durchgehend verwendeten, künstlichen Mischwassers wurde an den Beschickungstagen dem Ablauf der Vorklärung der Kläranlage Kaiserslautern Abwasser entnommen. Mittels eines Seidentuches wurde das Abwasser vorfiltriert, um einer Kolmation des Filterkörpers in Anbetracht der fehlenden Vegetation vorzubeugen. In Abhängigkeit vom Untersuchungsziel wurde anschließend mit Trinkwasser auf gewählte, mischwassertypische Konzentrationen des CSB (40 bis 60 mg O₂ / l) oder des NH₄-N (4 bis 6 mg / l) verdünnt, da diese Parameter im Vordergrund der Untersuchungen standen (Schmitt et al., 2006). Aufgrund des begrenzten Fassungsvermögens des Retentionsraumes mussten Stapelhöhen größer 1 m aus mehreren Teilbeschickungen zusammengesetzt werden. Die Einhaltung einer Mindesteinstauhöhe von ca. 10 cm vermied dabei stets eine zwischenzeitliche Belüftung des Filterkörpers. Die Beschickung erfolgte schwallartig und kann mit einer Intensität von 0,3 l/min (ca. 1 cm/min) überschlagen werden.

Ergänzend zur Analytik der Zu- und Ablaufproben auf homogenisierten CSB (CSB_{hom} = CSB_X + CSB_S, nur im Zulauf), filtrierten CSB (= CSB_S), NH₄-N und NO₃-N wurden während der Versuchsdurchführung Sauerstoffkonzentrationen bestimmt. Die O₂-Messungen erfolgten mittels unterschiedlicher Methoden. Im eingestauten Retentionsraum wurden galvanische Sonden eingesetzt, im Ablauf und ergänzend im Überstau LDO-Sonden. Eine Besonderheit stellen Sauerstoffmessungen innerhalb verschiedener Tiefen des Filterkörpers (in situ) mittels Minisensoren dar (Woźniak, 2007). Die Minisensoren bestehen aus einem Lichtleiter mit abgeschliffenem Ende, der mit einer sauerstoffsensitiven Folie beschichtet ist. Eine zusammenfassende Betrachtung der Ergebnisse erfolgt in Kap. 4.4.1.4 im Hinblick auf die Verwendung als Datengrundlage der Simulationen.

Tracerversuche

Zur Untersuchung des konvektiven Stofftransportes wurden während BoFi 1 und BoFi 2 auch im Hinblick auf Simulationsarbeiten Tracerversuche mit Kaliumbromid durchgeführt. Dabei erfolgte auch ein Vergleich unterschiedlicher Drosseleinstellungen ($0,01 \text{ l / (s} \cdot \text{m}^2)$, $0,05 \text{ l / (s} \cdot \text{m}^2)$, ungedrosselt), jedoch mit abweichender Beschickungscharakteristik. Bei den gedrosselten Versuchen war der Markierungsstoff im gesamten Beschickungsvolumen ($h_{FA} = 0,55 \text{ m}$) enthalten. Bei den ungedrosselten Versuchen wurde dagegen eine komplexere Versuchsdurchführung gewählt, da diese Tracerversuche eigens als Datengrundlage zur Simulation angesetzt wurden (Meyer, 2005). Die 1. Teilbeschickung ohne Tracer ($h_{FA} = 0,34 \text{ m}$) diente der betrieblichen Sättigung des Filterkörpers, im Anschluss wurde die KBr-Lösung ($h_{FA} = 0,09 \text{ m}$) aufgebracht. Abschließend sollte durch eine Nachspülung mit Trinkwasser ($h_{FA} = 0,12 \text{ m}$) der Austrag des Markierungsstoffes erfolgen. Da dieser sich unvollständig zeigte, wurde eine Bestimmung des verbleibenden Austrags im Folgeereignis ($h_{FA} = 0,55 \text{ m}$) durchgeführt. Als Messinstrument diente eine ionenselektive Sonde.

Die Messergebnisse der Tracerversuche wurden bereits in Berichten zur Anwendung des Modells CW2D veröffentlicht (Dittmer et al., 2005). Sie werden daher nicht explizit dargestellt, sondern im Rahmen der Simulationsergebnisse mit CW2D in Kap. 5.2.1.1 wiedergegeben. Eine weitere Anwendung als Datengrundlage findet sich in Kap. 7.1.2.

3.1.3.2 Exkurs: PKA-Säulenversuche mit stark abweichenden Filtersubstraten

Als Ergänzung zu den Forschungsprojekten bezüglich RBF ging eine Untersuchung zu Filtermedien von PKA in die Simulationsarbeit ein. Das Projekt ONUREM-COWSIM (Optimization of NUtrient REMoval in COnstructed Wetlands using special substrates and numerical SIMulation) - gefördert durch "Marie Curie Intra European Individual Fellowship, Project No. 515515" (Korkusuz et al., 2008) - befasste sich speziell mit Substraten für Pflanzenkläranlagen (PKA), die von üblichen Filtermaterialien stark abweichen. Dazu wurde am Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz (SIG) der Universität für Bodenkultur in Wien ein Versuchsstand mit Filtersäulen aufgebaut. Im Technikum wurden neben Untersuchungen zur Reinigungsleistung auch Tracerversuche, Versuche zur Ermittlung von Bodenparametern und Sorptionsisothermen als Eingangsdaten für Simulationsrechnungen durchgeführt. Da es hinsichtlich Wasserbewegung und Stofftransport inhaltliche Überschneidungen zwischen PKA und RBF gibt, erfolgt eine Betrachtung der Ergebnisse in der vorliegenden Arbeit unter Ausschluss der Reinigungsprozesse.

Als Filtersubstrate wurden in diesem Projekt 10 alternative verfügbare Materialien türkischen und österreichischen Ursprungs eingesetzt, darunter 2 Sande, 3 Zeolithe, Bims (Pumice), Perlit, granuliert Hochofenschlacke, Betonbruch und das Spezialsubstrat Ferrosorp. Für alle Substrate wurden vor Aufbau des Versuchsstandes normierte Verfahren zur Bestimmung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten, Restwassergehalten, Porositäten sowie Materialdichten durchgeführt. Da diese teilweise zu nicht plausiblen Ergebnissen führten, wurden sie durch Bestimmungen von Größenordnungen von Rest- und Sättigungswassergehalten mittels

vereinfachter Methoden ergänzt (vgl. Kap. 3.1.5.1). Daraus ergab sich für die Simulationsstudie die Fragestellung, ob die vereinfachten Bestimmungen zur Erhebung von Eingangsdaten ausreichend sein würden.

Für alle Substrate wurde eine Tracerstudie mit Kaliumchlorid durchgeführt, bei der die Wassermengen und elektrischen Leitfähigkeiten im Zu- und Ablauf bestimmt wurden. Dabei stellten sich in einigen Fällen Schwierigkeiten bei der Leitfähigkeitsmessung ein, zum Teil behinderten auch frühzeitige Kolmationserscheinungen die Ablaufmessungen. Die entsprechende Ergebnisdarstellung findet sich in (Kap. 4.4.2.2).

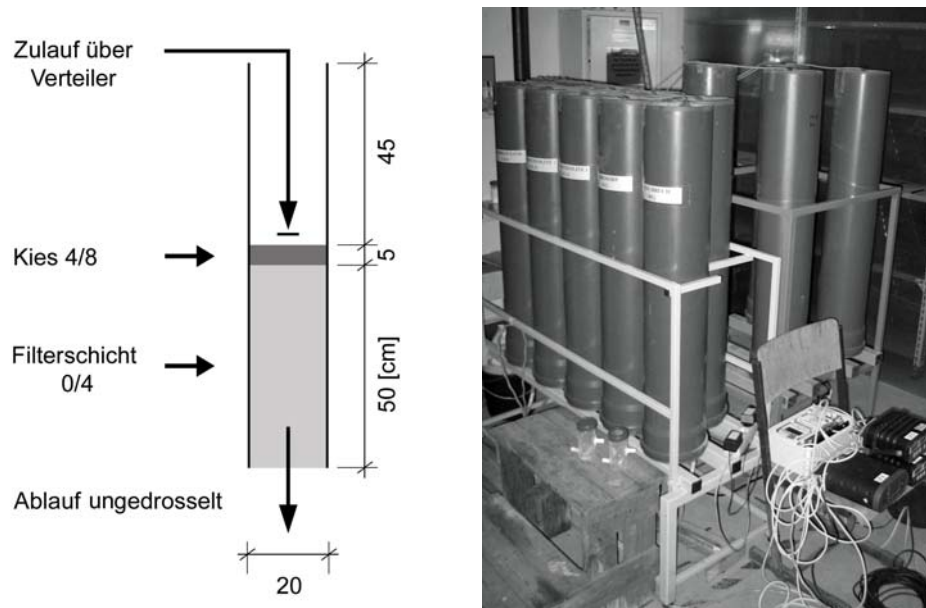


Abbildung 3-6: Versuchsstand PKA-Säulenversuche

Im Projekt ONUREM-COWSIM (Korkusuz et al., 2008) wurde ein Versuchsstand mit Filtersäulen aus PVC entsprechend Abbildung 3-6 aufgebaut. Jede Säule wurde in Intervallen von 6 h mittels einer Schlauchquetschpumpe jeweils mit einer Stapelhöhe von 1,5 cm über einen Zeitraum von 10 min beschickt, woraus sich eine Beschickungsintensität von 0,09 m/h ergibt. Die 10 unbepflanzten Säulen wurden gefüllt mit den Substraten (englische Bezeichnung, Abkürzung): österreichischer Sand (Austrian Sand, AS), 2 österreichische Zeolithe (Austrian Zeolite, AZ1, AZ2), Betonbruch (BE), Ferrosorp (FE), Perlit (PE), Bims (Pumice, PU), granuliert Hochofenschlacke (Slag, SL), türkischer Sand (Turkish Sand, TS) und türkisches Zeolith (Turkish Zeolite, TZ).

Zur Bestimmung von Ablaufganglinien wurden am Anfang der Versuchsreihen (August/September 2006) im Rahmen von Tracerversuchen händische Beprobungen im Abstand von 10 min durchgeführt. Zur Tracermessung wurde eine Lösung aus Trinkwasser und Kaliumchlorid (KCl) auf eine elektrische Leitfähigkeit von 10,4 mS/cm eingestellt. Die Bestimmung der Leitfähigkeit im Ablauf erfolgte mit einer Leitfähigkeitsmesssonde im zeitlichen Abstand von 5 min, die Aufzeichnung der Ergebnisse wurde mittels eines Daten-Loggers umgesetzt.

3.1.4 Laborversuche mit Nutschen

Um Fragenstellungen zu der Verteilung der Reinigungsleistung von RBF im Tiefenprofil unter verschiedenen Betriebsbedingungen zu erörtern, wurden ergänzend zu verschiedenen Säulenversuchsreihen Versuche mittels so genannter Nutschen durchgeführt. In diesem kleinsten verwendeten Labormaßstab wurde zunächst einmalig dem RBF EH entnommenes Sediment untersucht (Dittmer, 2006). Später wurden mehrere Versuche zur detaillierten Betrachtung des Sorptionsverhaltens des Substrates bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ in den Sandsäulen umgesetzt.

In der 1. Versuchsreihe mit sandgefüllten Nutschen (VN1) wurde aus verschiedenen Tiefen einer Säule Filtermaterial entnommen um damit Kleinstfilter parallel zu betreiben. Neben der Entnahmetiefe sollten dabei auch die Auswirkungen abweichender Filterbelastungen und Drosseleinstellungen untersucht werden. Die Ergebnisse lieferten im Zusammenhang mit Substratuntersuchungen (Kap. 3.1.5.3) und einem Tracerversuch die Datengrundlage einer Simulationsstudie bezüglich des Sorptionsverhaltens (Meyer, 2005 / Meyer et al., 2006). Da in dieser Versuchsreihe nicht alle Versuche störungsfrei verliefen, wurden Teile im Anschluss an eine weitere Testreihe mit Säulenversuchen neu aufgesetzt. Im Vordergrund dieser 2. Versuchsreihe (VN2) stand eine detaillierte Aufzeichnung des vollständigen Konzentrationsdurchbruches von $\text{NH}_4\text{-N}$ und der Auswaschung von $\text{NO}_3\text{-N}$ im Vergleich über das Tiefenprofil. Dazu wurden Proben aus unterschiedlichen Entnahmetiefen mit gleicher Stapelhöhe und Fracht belastet und mit identischer Drosseleinstellung betrieben (Meyer et al., 2006). Eine ähnliche Versuchsreihe wurde auch im Zusammenhang mit der Entwicklung eines Verfahrens zur Substratprüfung (Uhl et al., 2007) aufgesetzt. Die darin gewonnenen Ergebnisse stützten die vorhergehenden Erkenntnisse, zeigten sich jedoch für die Simulationsarbeit als weniger geeignet, sodass auf eine ausführliche Darstellung im vorliegenden Kontext verzichtet wird. Im Folgenden werden der Versuchsaufbau und die Durchführung von VN1 und VN2 sowie deren Randbedingungen dargestellt, bevor ausgewählte Versuchsergebnisse als Datengrundlage der Simulationen in Kap. 4.5 erörtert werden.

3.1.4.1 Versuchsaufbau

Zum Aufbau von VN und VN2 wurden Sandsäulen in einem jeweils festgelegten zeitlichen Abstand nach deren letzter Beschickung demontiert. Aus verschiedenen Filtertiefen wurde dabei Filtermaterial entnommen und in Nutschen eingefüllt. Abbildung 3-7 zeigt einen Querschnitt durch den Versuchsaufbau:

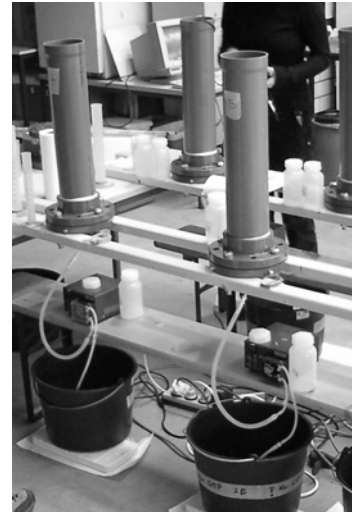
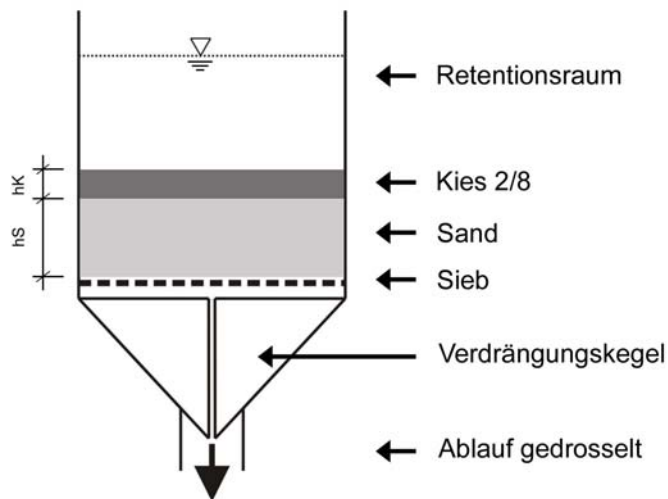


Abbildung 3-7: Versuchsaufbau Nutschenversuche VN1 (links) und VN2 (rechts)

Der Versuchsaufbau besteht aus einem runden Trichter mit aufgesetzten Schalen (Nutschen). Der Trichter ist mit einem Verdrängungskegel gefüllt, um eine zu starke Durchmischung des Ablaufes im Drainagevolumen zu vermeiden. Der gesammelte Ablauf wurde mittels einer Schlauchquetschpumpe gedrosselt. In der ersten Schale über dem Trichter befindet sich ein Sieb über dem gelochten Nutschenboden. Auf das Sieb wurde das entnommene Filtermaterial aufgebracht und nach einer händischen Komprimierung des Sandkörpers mit einer Kieschicht bedeckt, um die Oberfläche des Sandkörpers bei Beschickungen vor Erosion zu schützen.

Die Materialänderung des eingelegten Siebes von Glasfaser zu Edelstahl unterscheidet den Versuchsaufbau zwischen VN1 und VN2 prägend. Zudem wurde die Methode der Füllung geändert. War bei VN1 eine Durchmischung des Substrates notwendig, so konnte der Filterkörper in VN2 aus dem Säulenkörper weitgehend störungsfrei ausgestochen werden. Durch eine Vermeidung von Oberflächenabrieb konnte somit eine mögliche Ursache von Filterverstopfungen ausgeschlossen werden. Weitere Änderung im Versuchsaufbau stellen neben abweichender Drosselgeschwindigkeiten auch die Erhöhung der Schichtdicken (h_S von ca. 3,5 cm auf ca. 5 cm, h_K von ca. 1 cm auf ca. 2 cm) dar, bedingt durch die Füllmethode und dem Bedarf eines erhöhten Erosionsschutzes.

3.1.4.2 Tracerversuche

Die Tracerversuche mit Kaliumbromid (KBr) dienen im Rahmen von VN1 der Ermittlung von Parametern der Strömungs- und Transportmodelle und als Kalibrierungsgrundlage ohne Einflüsse durch Sorption oder Stoffabbau. Vor Versuchsbeginn erfolgte eine Sättigung des Filtermaterials mit Trinkwasser. Zur Tracerbeschickung wurde zunächst eine Stapelhöhe von 6,5 cm mit einer Bromidkonzentration von 100 mg/l aufgebracht. Nach vollständiger Infiltration der Tracerlösung wurde diese mit Trinkwasser (Stapelhöhe 6,5 cm) wieder ausgespült. Im Anschluss erfolgte eine erneute Tracerbeschickung mit einer Stapelhöhe von 6,2 cm. Die zweifache Einbringung des Tracers ist auf Schwierigkeiten bei der Versuchsdurchführung zurück-

zuführen, erbrachte jedoch durch vollständigen Ein- und Austrag komplexere Anforderungen an die Kalibrierung der Simulationsergebnisse. Die KBr-Messung während der Tracerversuche wurde mit einer ionenselektiven Sonde durchgeführt, die eingestellte gedrosselte Ablaufgeschwindigkeit betrug $0,04 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{m}^2)$.

Da die Ergebnisse bereits in Meyer (2005) und Meyer et al. (2006) präsentiert wurden, wird auf eine gesonderte Darstellung und Diskussion verzichtet. Eine Abbildung findet sich gemeinsam mit Simulationsergebnissen in Kap. 5.1.1 als Grundlage der stofflichen Simulationen von VN1 und VN2.

3.1.4.3 Versuchsreihe zur Untersuchung der Reinigungsleistung Nutschen 1 (VN1)

Die Versuche zur Untersuchung der Reinigungsleistung im Tiefenprofil beziehen sich auf $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB als Hauptparameter der weitergehenden Mischwasserbehandlung. Im Vordergrund stehen dabei die Erfassung der Sorptionsleistung für $\text{NH}_4\text{-N}$ und die Auswirkung der Filtration partikulären CSB für die Nährstoffversorgung der Mikroorganismen in der Trockenphase.

Zur Durchführung von VN1 (Tabelle 3-1) wurden 2 mehrjährig betriebene Sandsäulen der Versuchsreihe BoFi 1 / BoFi 2 fünf Tage nach deren letzter Beschickung demontiert. Das Filtermaterial wurde aus Tiefen von 0 - 2,5 cm, 2,5 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 20 cm und 20 – 30 cm (bezogen auf OK Sandschicht) separat entnommen und durchmischt. Aus der Mischung wurden Proben zur Substratanalyse (Kap. 3.1.5.3) gezogen. Im Anschluss musste das Filtermaterial aus 0 – 5 cm Tiefe vereinigt werden, um eine ausreichende Sandmenge für die kleinskaligen Versuche zu erhalten. In 16 verschiedenen Nutschen wurden über 3 Tage Versuche durchgeführt, bei denen unterschiedliche Entnahmetiefen, Zulaufkonzentrationen und Drosseleinstellungen miteinander kombiniert wurden. Als Standarddrosseleinstellung wurden $0,04 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ gewählt. Bei Versuchen ohne Ablaufdrosselung stellten sich Verstopfungen des Glasfaserfilters ein, Versuche mit $0,02 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ wurden durch Pumpenausfälle beeinträchtigt. Dies führte zu einer Selektion der hier eingesetzten Datengrundlage auf die Nutschen mit Standarddrosselung. In Tabelle 3-11 sind die weiteren Randbedingungen der ausgewählten Versuche zusammengestellt, wobei aus jedem der ausgewählten Kleinstfilter nach Versuchsende eine Substratprobe gezogen wurde. Da sich die in Kap. 4.6.2.2 dargestellten Ergebnisse der Substratuntersuchungen auf eine erweiterte Datengrundlage beziehen, sind in der folgenden Tabelle die 4 entsprechenden Nutschen in Klammern aufgelistet.

Tabelle 3-11: Kombinationen der Randbedingungen VN1

Nutsche	Entnahmetiefe	NH ₄ -N Verdünnungsziel	Drosseleinstellung
(A)	10 – 20 cm	5 mg/l	ungedrosselt
(B)	10 – 20 cm	10 mg/l	ungedrosselt
(C)	20 – 30 cm	5 mg/l	ungedrosselt
(D)	20 – 30 cm	10 mg/l	ungedrosselt
E	5 – 10 cm	2,5 mg/l	0,04 l/(s*m ²)
H	5 – 10 cm	5 mg/l	0,04 l/(s*m ²)
J	5 – 10 cm	10 mg/l	0,04 l/(s*m ²)
K	0 – 5 cm	5 mg/l	0,04 l/(s*m ²)
N	0 – 5 cm	10 mg/l	0,04 l/(s*m ²)
P	0 – 5 cm	20 mg/l	0,04 l/(s*m ²)

In der Zusammenstellung ist ersichtlich, dass sich die Selektion auf die zwei oberflächennahen Schichten beschränkt. Durch die Beschickung jeweils dreier Nutschen mit unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen bei gleicher Stapelhöhe und Drosseleinstellung wurde in Verbindung mit Substratuntersuchungen die Bestimmung von Sorptionsisothermen ermöglicht.

Als Basis zur Herstellung künstlichen Mischwassers wurde am Morgen der Versuchstage (Trockenwetter) Schmutzwasser aus dem Ablauf der Vorklärung der Kläranlage Kaiserslautern entnommen und mittels eines Seidentuches filtriert, um grobe partikuläre Stoffe zu entfernen. Da die Untersuchung des Sorptionsverhaltens von NH₄-N im Vordergrund stand, erfolgte zur besseren Vergleichbarkeit verschiedener Mischwasseransetzungen eine Verdünnung mit Trinkwasser auf Konzentrationsziele von 2,5 mg/l, 5 mg/l, 10 mg/l und 20 mg/l.

Ergänzend zu Bestimmungen von NH₄-N und NO₃-N im Ablauf wurden bei den Nutschen E und N auch Sauerstoff- und CSB-Ganglinien erstellt. Der Zweck dieser Untersuchungen lag jedoch mehr im erweiterten Prozessverständnis als in der Gewinnung einer Datengrundlage zur Simulation, eine Ergebnisdarstellung erfolgt aufgrund der geringen Aussagekraft und der fehlenden Vergleichbarkeit aller Nutschen nicht.

3.1.4.4 Versuchsreihe zur Untersuchung der Reinigungsleistung Nutschen 2 (VN2)

Zur Gewinnung des Filtermaterials in VN2 wurde eine Säule demontiert, die zuvor im Rahmen des Projektes BoFi 3 betrieben worden war (Tabelle 3-1). Als Substrat kam dabei ein fluvialer Sand mit Carbonatzugabe zum Einsatz, der alle Vorgaben nach DWA-M 178 (2005) erfüllt (Uhl et al., 2007). Die zuvor im Labor Kaiserslautern übliche Substratmächtigkeit der Filtersäule wurde von 1 auf 0,75 m reduziert. Da das Forschungsvorhaben auf die Entwicklung eines allgemeinen standortunabhängigen Prüfverfahrens zielte, wurde von der bewährten Methode der Erzeugung künstlichen Mischwassers allein durch Schmutzwasserverdünnung abgewichen. Zur Herstellung des Beschickungswassers wurde hier zunächst Abwasser aus den Abläufen der Vorklärung der örtlichen Kläranlagen entnommen und mit einem Seidentuch filtriert. Im Anschluss wurde das filtrierte Abwasser auf seine Gehalte an CSB_S und NH₄-N analy-

siert. Auf Grundlage der Analytikwerte erfolgte die Herstellung des Beschickungswassers mit einer Zielkonzentration von 60 mg O₂/l CSB_S und 6 mg/l NH₄-N. Dazu wurde das Schmutzwasser zunächst auf eine CSB_S-Konzentration von 12 mg/l mit entionisiertem Wasser verdünnt. Im Anschluss waren die Zielkonzentrationen durch Zugabe von Glucose als CSB-Träger und NH₄-Dihydrogenphosphat als NH₄-N-Quelle einzustellen. Zusätzlich wurde das Mischwasser um feste Konzentrationen von Nährsalzen ergänzt (7 mg/l NaCl, 4 mg/l CaCl₂·H₂O, 28 mg/l K₂HPO₄ und 2 mg/l MgSO₄·7H₂O). Dieses Beschickungswasser wurde im Verlauf der Versuchsreihe zunächst 18-mal mit einer Stapelhöhe von 0,5 m aufgebracht. Durch regelmäßige zeitliche Abstände von 3 bzw. 4 d konnte innerhalb eines kurzen Zeitraumes die Etablierung einer stabilen Biozönose erreicht werden.

Den Nutschenversuchen ging mit einem Abstand von 9 d der Prüfversuch zur Substrateigung voraus, bei dem die Säule mit einer Stapelhöhe von 2,5 m beschickt wurde. Daraus resultierte eine vorhergehende Trockenphase von rund 6 d. Die Entnahme des Nutschensubstrates erfolgte aus den Tiefen 0 – 5 cm, 7,5 – 12,5 cm, 17,5 – 22,5 cm und 27,5 – 32,5 cm. Die Drosseleinstellung wurde in beiden Maßstäben mit 0,01 l/(s·m²) festgelegt.

Mit der Durchführung von VN2 sollten die in VN1 verbliebenen Lücken der Datenerhebung im Hinblick auf die vorliegende Arbeit geschlossen werden. Neben den dargestellten Änderungen im Versuchsaufbau war zur Verbesserung der Ergebnisse eine höhere Auflösung der Ganglinien vor allem im Anfangsbereich anzustreben. Dazu wurden die Probennahmeintervalle von 1 auf 0,25 l reduziert. Ergänzend zu der dargestellten Methodik wurden im Rahmen von VN2 Schüttelversuche zur Ermittlung der NH₄-N-Sorptionsleistung durchgeführt (vgl. Kap. 3.1.5.4).

3.1.5 Physikalische und biochemische Untersuchungen der Filtersubstrate

Als Untersuchungen der künstlichen Böden werden hier die Ermittlung physikalischer Kenngrößen, Inkubationsversuche zur Bestimmung der stofflichen Belastung, Schüttelversuche zum Sorptionsverhaltens sowie Ermittlungen der Biomasseverteilung und ihrer Aktivität zusammengefasst. Diese sehr unterschiedlichen Zielgrößen wurden in den vorliegenden vielfältigen Forschungsvorhaben in abweichenden Zusammenhängen ermittelt und bedürfen daher einer Zusammenstellung als vereinigte Datengrundlage der Simulationsarbeit.

3.1.5.1 Physikalische Kenngrößen

Als physikalische Kenngrößen der im Filterkörper verwendeten Materialien sind im Zusammenhang mit Modellrechnungen vor allem die Dichte, die Wassergehalte unter abweichenden Betriebsbedingungen sowie die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit zu nennen (Meyer, 2005). Bei der Ermittlung dieser Kenngrößen wurden methodisch einerseits normierte Verfahren zur Klassifizierung von Substratkenngrößen angewandt, andererseits erfolgt die Bestimmung mit vereinfachten Verfahren, um Eingangsparameter erleichtert zu erhalten. Andere physikalische Kenngrößen wie Korngrößenverteilung, Uniformitätskoeffizienten, spezifische Oberflächen oder ähnliches werden hier vernachlässigt, da sie keinen direkten Eingang in die verwendeten Modelle finden.

Untersuchungen an RBF-Substraten (TU Kaiserslautern)

Die Auswertung und der Vergleich der Messergebnisse erfolgten vordergründig für die in Bo-Fi 1 und Bo-Fi 2 eingesetzten Substrate. Im Mittelpunkt stand dabei der in den RBF EH eingebaute Rheinsand (RS), der in weitgehend übereinstimmender Zusammensetzung auch in den Sandsäulen verwendet wurde. Als Beitrag zur Datensammlung werden auch die Ergebnisse des in Bo-Fi 2 verwendeten Lavasandes (LS) aufgeführt. Obwohl aus den in Kap. 3.1.3.1 genannten Gründen keine Simulationsrechnungen durchgeführt wurden, dient auch hier der Vergleich von Ergebnissen aus abweichenden Verfahren einer Beurteilung. Gleiches trifft auf das in Bo-Fi 3 verwendete Substrat mit einer dem Stand der Technik entsprechenden Kornform und Sieblinie zu. Zusätzlich zu den Filtermaterialien werden Größenordnungen für den in den in der Großanlage und in den Laborversuchen eingesetzten Feinkies angegeben.

Die Lagerungsdichte des Substrates in EH wurde mittels eines Densiometers ermittelt (Dittmer, 2006). Für die in den Laborversuchen eingesetzten Substrate wurden Massen von jeweils 800 g abgemessen. Das unter raumklimatischen Bedingungen praktisch trockene Material wurde anschließend in einen 500 ml-Messzylinder eingefüllt, händisch verdichtet und in seiner Ausdehnung bemessen. Die Berechnung der Lagerungsdichte erfolgte als Quotient von Masse und Volumen.

Bei der Bestimmung von Wassergehalten kann zwischen der Gesamtporosität (p), dem effektiven Porenvolumen (p_0), dem Wassergehalt bei betrieblicher Sättigung (Q_s) und dem Restwassergehalt (Q_r) unterschieden werden (vgl. Kap. 2.4.1.3). Dabei gilt vereinfacht:

$$Q_r + p_0 = Q_s < p$$

Gleichung 3-1: Vereinfachte Zusammensetzung der Wassergehalte

Die Bestimmung der Gesamtporosität erfolgte für Rheinsand (RS) und Lavasand (LS) nach DIN EN 1936 durch Woźniak (2007). Der Sättigungswassergehalt im Betrieb der Großanlage EH wurde von Dittmer (2006) durch Volumenbilanz ermittelt, weitere Bestimmungen erfolgten im Labor. In eigenen Messungen des Sättigungswassergehaltes wurden mit Plastikfolie abgedichtete Nutsen jeweils mit ca. 500 cm³ Filtersand befüllt, per Hand leicht verdichtet und mit Trinkwasser gesättigt (Meyer, 2005). Da das Material seit mehreren Jahren gelagert wurde, konnte es als so trocken angesehen werden, dass eine sehr geringe Restfeuchte die Messergebnisse im Vergleich zu den hohen Messungenauigkeiten durch sehr kleine Probenmassen kaum beeinflussen konnte. Woźniak (2007) beschreibt den ablaufseitigen Einstau der Sandsäulen mit Ermittlung der eingebrachten Wassermenge über Massedifferenzen, um das effektive Porenvolumen zu bestimmen.

Ermittlungen des Restwassergehaltes sollten immer im Zusammenhang mit der vertikalen Ausdehnung beurteilt werden, da sich in sandigen Böden nach Ende der gravitativen Entleerung ein Gradient einstellt. Als wissenschaftliche Größe bezieht sich der Restwassergehalt auf den Sättigungszustand, der sich durch die maximale Wasserhaltefähigkeit ergibt. Dabei findet keine Wasserbewegung statt, da die Wasserverteilung durch die vorherrschenden Saugspannungen festgelegt ist. Infolge der Schwerkraft finden sich auch bei homogenen und isotropen

Substraten keine gleichmäßigen vertikalen Verteilungen des Restwassers, da Oberflächenspannungen und Kapillarkräfte in höher gelegenen Horizonten weniger Wasser zurückhalten können als in tiefer gelegenen Horizonten (vgl. Kap. 2.4.1.3). Somit kann der Restwassergehalt nicht als allein substratspezifisch angesehen werden, sondern auch als abhängig vom Betrachtungsmaßstab.

Da das Ablaufende nicht eindeutig festgehalten werden kann, sollten bei der Angabe von Messwerten stets auch die zeitlichen Randbedingungen genannt werden. Messungen am Substrat des RBF EH wurden im Rahmen von Inkubationsversuchen vorgenommen (Dittmer, 2006), gleiches trifft auf Proben des Rheinsandes aus den Laborsäulen (Meyer, 2005) zu. Für RS und LS wurden von Woźniak (2007) Glühverlustbestimmungen im Rahmen von Säulendemontagen durchgeführt. Auch für den im Projekte BoFi 3 eingesetzten Sand wurden Restwassergehalte in einer Säule in eigenen Messungen durch Glühen ermittelt. Jeweils ca. 20 g wurden zweifach für aus den Tiefen 0 – 5 cm, 7,5 – 12,5 cm, 17,5 – 22,5 cm und 27,5 – 32,5 cm entnommen, in Tiegel eingefüllt und getrocknet.

Zur Bestimmung von K_F -Werten wurden 2 grundlegend abweichende Verfahren angewandt. Über Wasserspiegelmessungen im Retentionsraum und in Standrohren wurden von Dittmer (2006) am RBF EH und von Woźniak (2007) an den Laborsäulen mit Rheinsand durch Anwendung des Darcy-Gesetzes Leitfähigkeiten berechnet. Eine vereinfachte Methode stellen Messungen des tatsächlichen Durchsatzes dar. Diese wurde zunächst nur für den Rheinsand der Laborversuche eingesetzt (Meyer, 2005) und später für alle Substrate im Vergleich angewendet. Methodisch wurden hierbei Nutschen mit den Substraten gefüllt und mit einer kiesigen Erosionsschicht bedeckt. Nach einem anfänglichen Einstau konnte bei freiem Ablauf durch ständige Wasserzugabe eine Wasserspiegelhöhe von ca. 3 cm eingehalten werden. Die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgte durch Messung der Zeitspanne, welche für einen Durchsatz von 5 l Wasser (h_{FA} ca. 0,30 m) benötigt wurde.

Untersuchungen an PKA-Substraten (BOKU Wien)

Als Datengrundlage zur Simulationsarbeit im Projekt ONUREM-COWSIM (Korkusuz et al., 2008) erfolgte die Bestimmung der Rest- und Sättigungswassergehalte sowie der Schüttdichten der eingesetzten Filtermaterialien. Dazu wurden zunächst normierte Verfahren angewandt (Unit Operations and Unit Processes Laboratory Manual, 1984). Zudem erfolgte die Ermittlung der Leitfähigkeiten nach dem Darcy-Gesetz.

Bei der normierten Bestimmung der Wassergehalte waren die Ergebnisse teilweise als nicht plausibel anzusehen. Daher wurde in Anlehnung an die im Zusammenhang mit RBF-Säulenversuchen durchgeführten vereinfachten Bestimmungen zusätzlich eine nicht-wissenschaftliche Datenerhebung angewandt.

Zur vereinfachten Bestimmung des Sättigungswassergehaltes wurden Plastikbecher mit Substratproben gefüllt (ca. 150 bis 350 g), die im Raumklima des Technikums gelagert wurden und somit als weitgehend trocken anzusehen waren. Die Becher wurden mit Trinkwasser bis zur vollständigen Sättigung des Filtermaterials beschickt. Aus der Massendifferenz zwischen trockenem und gesättigtem Zustand (mit der Bestimmung des zugegebenen Wasservolumens

als Kontrollwert) lassen sich unter Berücksichtigung Schüttdichte der Substrate die volumetrischen Sättigungswassergehalte nach Gleichung 3-2 bestimmen.

$$Q_s [\text{Vol.-%}] = ((M_t [\text{g}] - M_s [\text{g}]) / 1 [\text{kg/dm}^3]) / ((M_t [\text{g}] - M_b [\text{g}]) / D [\text{kg/dm}^3])$$

mit

M_t = Probenmasse trocken (mit Masse Behälter)

M_s = Probenmasse gesättigt (mit Masse Behälter)

M_b = Masse Behälter

D = Schüttdichte

Gleichung 3-2: Vereinfachte Bestimmung des volumetrischen Sättigungswassergehaltes

Die vereinfachte Bestimmung des Restwassergehaltes diene der Ermittlung von Größenordnungen, da eine Interpretation dieses Parameters zur Anwendung in der Simulation erforderlich ist. In Simulationsrechnungen mit dem van-Genuchten-Modell (Kap. 3.3.2.1) ist ein einheitlicher Wert anzugeben, dieser kann aufgrund der in Kap. 2.4.1.3 dargestellten Zusammenhänge in Messungen nur als Mittelwert erfasst werden. Bei einer vereinfachten Bestimmungsmethode sollten daher Randbedingungen festgelegt werden. Um den Restwassergehalt einzustellen, wurden trockene Proben zunächst mit Wasser gesättigt, im Anschluss erfolgte eine gravitative Entleerung durch eine Perforation des Behälterbodens. Da sich aufgrund von Kapillarspannungen zwischen Substrat und Wandung Wassertropfen bildeten, wurde die perforierte Fläche in Kontakt mit feuchtem Sand gesetzt, sodass sich ein Wassergehalt einstellen konnte, der der gesuchten Größenordnung weitgehend entsprechen sollte. Als Zeitraum für eine gravitative Entleerung wurde 24 h festgelegt, da sich danach bei den verwendeten Substraten eine vernachlässigbare weitere Exfiltration einstellen sollte und der Einfluss der Verdunstung bei längeren Zeitspannen zunimmt. Aus den Messwerten konnten mit Hilfe von Gleichung 3-2 durch Ersetzen der gesättigten Probenmasse (M_s) mit der restfeuchten Probenmasse (M_r) die Ergebnisse ermittelt werden.

3.1.5.2 Substrat- und Sedimentuntersuchungen des RBF Ensheim

In Untersuchungen der Reinigungsleistung in der Großtechnik und im Labor werden häufig Zu- und Ablaufganglinien des Konzentrationsverlaufes verschiedener abwassertypischer Parameter bestimmt. Um Erkenntnisse über die filterinternen Vorgänge zu gewinnen, wurden von Dittmer (2006) dem RBF EH Substratproben entnommen und einem Bodenkundelabor (BIOPLAN Landesgesellschaft, Sinsheim) zur Auswertung übersendet. Zunächst wurde eine Bestimmung der Gehalte an $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ nach VDLUFA (1997) durchgeführt, danach erfolgte eine Bebrütung mit der Methode nach Lambert (2000/2001). Dazu werden die Proben in mit PE – Folie verpackten Bebrütungsschalen 48 h bei 40° C im Trockenschrank gelagert. Hierbei wird der organische Stickstoff weitgehend mineralisiert, es ergeben sich also durch Vergleich des anorganischen Stickstoffes vor und nach der Bebrütung Rückschlüsse über den Gesamtstickstoff, seine organischen Anteile und den Mineralisierungsgrad.

Die Probennahme erfolgte zeitlich wie örtlich differenziert. Um die unterschiedliche Ausprägung der Sedimentschicht zu berücksichtigen, wurden Abstände von 1,5 m, 12 m und 35 m zum Ablaufgraben gewählt. In vertikaler Richtung wurden das aufliegende Sediment, der obere und untere Bereich der kiesigen Deckschicht sowie verschiedene Tiefen im Sandkörper (0-2 cm, 2-4 cm, 4-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) gewählt. Um Verfälschungen durch kleinräumige Inhomogenitäten auszuschließen, erfolgte in jeder Schicht eine Entnahme von 7 Teilproben mit anschließender Vereinigung. Die Probennahme wurde dreimal in einem zeitlichen Abstand von 6 Stunden sowie 5 und 10 Tagen nach Ende des Filtereinstaus durchgeführt.

3.1.5.3 Ergänzende Substratuntersuchungen zu VN1

Im Rahmen der Versuchsreihe VN1 (Kap. 3.1.4.3) wurden aus 5 verschiedenen Tiefen der Säulen Substratproben entnommen. Zum einen sollten durch Untersuchung dieser Proben Eigenschaften des Substrates im Tiefenprofil der Säulen ergründet werden, zum anderen diente die Entnahme der Gewinnung von Nullproben zu der Substratbeprobung nach Durchführung der Nutschenversuche (Meyer, 2005).

Die Untersuchung hinsichtlich der anorganischen Stickstofffraktionen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ erfolgte ebenfalls nach den zuvor dargestellten Methoden des Bodenkundelabors BIOPLAN Landesgesellschaft. Neben unbebrüteten Bestimmungen der gesuchten Größen wurden Bebrütungen der Substratproben (Inkubationen) durchgeführt. Zusätzlich wurden durch Bestimmungen der Wassergehalte der Proben Vergleichswerte zu den in Kap. 3.1.5.1 dargestellten Versuchen zur Bestimmung der Restwassergehalte gewonnen.

3.1.5.4 Schüttelversuche

Als bekannte Methode zur Ermittlung von Sorptionseigenschaften unterschiedlicher Substrate ist der Schüttelversuch (auch als Shakertest oder Batch-Experiment bezeichnet) anzusehen. In Bezug auf Constructed Wetlands werden die Filtermaterialien mit Lösungen des zu sorbierenden Stoffes versetzt und in einem Zeitraum von wenigen Stunden bis mehreren Tagen in Bewegung gehalten, um den Kontakt zwischen Sorptiv und Sorbent zu gewährleisten. In Vorversuchen sollten zunächst substratspezifisch genau die Mischungsverhältnisse zwischen Lösung und Feststoffen ermittelt werden, die durch ausgeprägte Reduzierung der gelösten Konzentration die Ermittlung der Sorptionsleistung ermöglichen. Darauf aufbauend können Versuchsreihen aufgestellt werden, die durch voneinander abweichende Konzentrationsbereiche die Bestimmung von Isothermen ermöglichen.

Die RBF-Substrat Schüttelversuche erfolgten im Rahmen der Nutschenversuchsreihe VN2 (Kap. 3.1.4.4). Im Vordergrund der Versuche stand die Ermittlung von Sorptionseigenschaften im Tiefenprofil, daher wurden Proben eingefahrenen Substrates aus identischen Tiefen entnommen und mit standardisiertem Beschickungswasser versetzt. Voruntersuchungen ergaben ein zur Analytik von CSB_S , $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ geeignetes Masseverhältnis zwischen Sub-

stratprobe und Beschickungswasser von 1:1, daher wurden jeweils 100 g restfeuchten Sandes mit 100 ml Lösung versetzt. Um die analytischen Befunde der Sorption von möglichen Austrägen aus dem etablierten Substrat trennen zu können, wurde der Sand auch mit Reinwasser geschüttelt. Als Kontaktzeit wurde eine Dauer von 2 h gewählt, da anhand der Ergebnisse von VN1 (Kap. 4.5.1) von einem raschen kinetischen Prozess auszugehen war. Während des Versuches herrschten raumklimatische Bedingungen.

3.1.5.5 Biomasseverteilung

Die in einem RBF vorhandene Biomasse kann in aktive und passive Anteile gruppiert werden. Als aktiv werden dabei lebende Mikroorganismen angesehen, die durch ihren Stoffwechsel zu der Reinigungsleistung beitragen. Passive Biomasse besteht aus abgestorbenem organischem Material, welches seinen Ursprung hauptsächlich in der mit der Mischwasserentlastung eingetragenen organischen Fracht und in abgestorbenen Mikroorganismen und Schilfpflanzen findet. Im Hinblick auf Neubildungen der Reinigungsleistung interessiert vorrangig die Aktivität der Mikroorganismen mit ihrer Verteilung im Tiefenprofil.

Bei der Ermittlung der vorliegenden Datengrundlage wurden zwei unterschiedliche Methoden der Biomassenbestimmung angewandt. Im Zusammenhang mit dem Projekt BoFi 2 (Schmitt et al., 2005) wurden Substratproben aus einer demontierten Versuchssäule entnommen und zur DNA- und RNA-Messung nach der Methode von Schwarz (2004) an die Universität Karlsruhe übergeben (Woźniak, 2007). Im Anschluss an das Projekt BoFi 4 (Uhl et al., 2007) erfolgte eine vergleichbare Probennahme zur Bestimmung von ATP-Mengen an der BOKU Wien nach der Methode von Tietz (2008).

Der DNA-Gehalt einer Bakterienzelle ist weitgehend unabhängig von ihrem metabolischen Zustand, und deshalb ist er ein gut geeigneter Bioindikator zur Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse. Als Bioaktivitätsindikator wurde die RNA verwendet, da sie nicht in konstanten Mengen in den Zellen vorkommt, sondern mit der Zellaktivität korreliert. Das rechnerische RNA/DNA Verhältnis eignet sich somit als Bioindikator für die spezifische oder relative Bioaktivität, da es sich auf die mikrobielle Biomasse einer gegebenen Bakterienpopulation bezieht (Schwarz, 2004).

Die Probennahme zur DNA- und RNA-Messung erfolgte unmittelbar nach weitgehender Entleerung der Sandsäule im Anschluss an eine Beschickung mit 1,0 m Stapelhöhe. Auf diese Weise sollte die Aktivität der Biomasse zu Beginn der Trockenphase erfasst werden. Die Entnahme erfolgte von der Oberfläche der Sandschicht sowie aus den Tiefen 5 cm, 10 cm, 20 cm, 35 cm, 50 cm, 70 cm, 90 cm und 98 cm. Die Proben wurden danach mit 2 ml-Kryoröhrchen in Flüssigstickstoff gegeben und bis zur Analyse bei -80° C gelagert (Woźniak, 2007).

Die Eignung von ATP als Indikator der Biomassenverteilung ergibt sich aus der Bedeutung des ATP als universeller Transport- und Speicherstoff für unmittelbar verfügbare Energie und gleichzeitig als wichtiger Regulator energieliefernder Prozesse (Mudrack, Kunst, 2003). Auf-

grund der Korrelation des ATP mit der Stoffwechselaktivität eignet sich diese Indikation vor allem zur Ermittlung der Verteilung aktiver Organismen (Tietz, 2008).

Die Probennahme zur ATP-Messung wurde mit einem zeitlichen Abstand von 4 d nach Ende eines Hochlastversuches mit 2,5 m Stapelhöhe durchgeführt. Die Entnahmetiefen betrugen 2,5 cm, 10 cm, 17,5 cm, 27,5 cm und 37,5 cm. Lagerungen und Transporte erfolgten unter Tiefkühlung.

3.2 Datenauswertung und -aufbereitung

Die vorgestellte Datensammlung dient als Grundlage der Simulations- und Modellierungsarbeiten. Ausgehend von Rohdaten sind dazu zunächst die Versuchs- und Messergebnisse zu bewerten und interpretieren. Bezüglich des RBF EH, der Säulenversuche und der Nutschenversuche VN1 kann dabei auf Vorkenntnisse zurückgegriffen werden (Tabelle 3-2), die bereits in den vorliegenden Kenntnisstand eingegangen waren - für den RBF OE gilt dies nicht.

Die Aufgabe der Modellbildung stellt weitergehende Anforderungen an die Datenauswertung, da aus den Ergebnissen Modellvorstellungen abgeleitet werden sollen. Die stoffspezifische Betrachtung bedingt eine Überprüfung des vorliegenden Kenntnisstandes (vgl. Kap. 2.5) sowie eine Beurteilung kritischer Zustände innerhalb der vermuteten Prozesse und ihrer Einflussfaktoren. Die „simulationsspezifische“ Auswertung erfüllt somit eine doppelte Funktion: Einerseits liefert sie Einschätzungen zur Bedeutung einzelner Prozesse im Modell, andererseits dient sie der Überprüfung selbiger nach Simulationsrechnungen. Daher waren alle Datensätze so aufzuarbeiten, dass sie entweder als Eingangsparameter oder als Ergebniskontrolle in den verwendeten Modellen verwendbar sind. Im Folgenden werden die zur Auswertung angewandten Methoden aufgezeigt.

Ein wichtiges Kriterium bei der Ergebnisbetrachtung ist die Trennung von Einzelereignissen. Während unter Laborbedingungen durch die manuelle Zulaufsteuerung Einzelversuche eindeutig zu unterscheiden sind, können in der großtechnischen Anwendung Überschneidungen auftreten. Einerseits ist es möglich, dass die Entlastung der Vorstufe nicht nur in ihrer Intensität schwankt, sondern zwischenzeitlich abbricht. Eine darauf folgende erneute Entlastung wird in der vorliegenden Arbeit nur dann als neues Ereignis betrachtet, wenn die zuvor begonnene Betriebsphase zwischenzeitlich ebenfalls endet. Das Kriterium der Ereignistrennung liegt folglich in der Ablaufintensität des Filters. Während Schmitt et al. (2006) zur Überprüfung den Wasserstand im Ablaufschacht des RBF EH heranziehen, verweisen Frechen et al. (2008) für den RBF OE auf ein Abfluss $< 0,1 \text{ l/s}$. Wird zur Bezeichnung eines Ereignisses ein Datum angegeben, so ist damit stets der Beginn der (1. Teil-) Beschickung vermerkt.

3.2.1 Ganglinien

Bei überwiegender Mehrzahl der Einzelereignisse in allen Betrachtungsmaßstäben wurden Volumenströme und Konzentrationen über den Ereignisverlauf aufgelöst erfasst, in Ausnahmen lediglich Gesamtvolumina und Gesamtmischproben. Aus den zeitlich differenzierten Vo-

lumenmessungen können Zu-, Über- und Ablaufganglinien ermittelt werden, indem die Teilvolumina über die jeweilige Mitte des Messintervalls aufgetragen werden.

Konzentrationen können sowohl über entsprechende Volumen- als auch über Zeitintervalle als Ganglinien betrachtet werden. Bei konstanten Strömen ergibt sich ein einheitliches Bild, während sich diese beiden Darstellungsformen z. B. bei schwankenden Zulaufintensitäten deutlich unterscheiden. Da ein Volumenbezug wichtige zeitliche Zusammenhänge nicht erfasst, wird bei der Erstellung von Ganglinien im Üblichen der Auftrag über Zeitintervalle gewählt. In Ausnahmen – z. B. bei Auswertung von Tracerversuchen – kann hingegen der Volumenbezug gezielt hervorgehoben werden.

Aufgrund der Vielzahl der vorliegenden Einzelereignisse in verschiedenen Untersuchungsmaßstäben erscheint eine vollständige Wiedergabe nicht möglich. Daher werden einzelne Beschickungen für den jeweiligen Anlagenbezug aus der Gesamtbetrachtung als repräsentativ herausgestellt. Dies trifft sowohl für die Beurteilung der Reinigungsleistung als auch für die späteren Simulationsergebnisse zu.

3.2.2 Frachten, mittlere Ereigniskonzentrationen und Wirkungsgrade

Eine mittlere Ereigniskonzentration (MEK) ist sowohl im Zulauf als auch im Ablauf ermittelbar. Sie bezeichnet den Quotienten aus Gesamtfracht (B_{ges}) und Gesamtvolumen (V_{ges}) eines Ereignisses. Die Fracht ergibt sich aus der Summe der Produkte von Konzentrationen (c_i) und Volumina (V_i) aller Messintervalle (1 bis n), das Gesamtvolumen aus der Summe der Teilvolumina (Gleichung 3-3).

$$MEK = \frac{B_{ges}}{V_{ges}} = \frac{\sum_{i=1}^n c_i \cdot V_i}{\sum_{i=1}^n V_i}$$

Gleichung 3-3: Mittlere Ereigniskonzentration (MEK)

Um die Reinigungsleistung einzelner Ereignisse zusammenzufassen, werden i. d. R. Wirkungsgrade (WG) herangezogen. Diese lassen sich sowohl aus zurückgehaltenen Frachten (Gleichung 3-4) als auch aus reduzierten Konzentrationen (Gleichung 3-5) ermitteln.

$$BWG [\%] = \frac{B_{ges,zu} - B_{ges,über} - B_{ges,ab}}{B_{ges,zu} - B_{ges,über}} \cdot 100$$

Gleichung 3-4: Frachtwirkungsgrad (BWG)

$$cWG [\%] = \frac{MEK_{zu} - MEK_{ab}}{MEK_{zu}} \cdot 100$$

Gleichung 3-5: Konzentrationswirkungsgrad (cWG)

Sofern bei einem Ereignis keine Überläufe auftreten, liefern die Berechnungen von BWG und cWG identische Ergebnisse. Kommt es zu Entlastungen aus dem Retentionsraum, so ist die Ermittlung eines cWG mit der dargestellten Methodik nur für gelöste Stoffe mit konstanter Zulaufkonzentration gültig. Zur Beurteilung der Reinigungsleistung im Allgemeinen sollten daher BWG vorgezogen werden.

Für den RBF EH liegt gegenüber den Messdaten des RBF OE und den (teils ausgewertet vorliegenden) Laborversuchen eine Besonderheit vor, da lediglich hier die für RBF üblichen Ereignisse mit Filterüberlauf auftraten. Für diese hydraulischen Überlastungen liegen jedoch keine Messdaten vor. Die von Dittmer (2006) ausgeführten Beurteilungen der Reinigungsleistungen in der Filterschicht beinhalten daher Berechnungen der infiltrierten Frachten und Konzentrationen. Die dazu gewählte Methodik dient der Ermittlung von Mischkonzentrationen im Retentionsraum, die durch die Zulaufkonzentrationen sowie die infiltrierenden und überlaufenden Konzentrationen beeinflusst werden und somit über die Zeit veränderlich sind. Sedimentations- und Abbauprozesse wurden vernachlässigt. Dieses Vorgehen kann als Modellierungsansatz bewertet werden, daher sind die vorliegenden Ergebnisse nur bedingt als Vergleichswerte zur Kalibrierung eines weiteren Modells geeignet. Um die Simulationsergebnisse des RBF EH (Kap. 7.2) zu beurteilen, werden daher auch cWG herangezogen. Diese erlauben – für gelöste Stoffe unter Kontrolle der korrekten Nachbildung der Volumenströme – einen direkten Vergleich von Messwerten und Berechnungsergebnissen. Die Wiedergabe der Untersuchungsergebnisse (Kap. 4.2) und der Vergleich der beiden RBF (Kap. 4.3) beruht hingegen auf den vorliegenden Interpretationen der Messungen. Die Bezeichnung „WG“ meint dabei stets den Frachtbezug, auf die Nutzung von cWG wird explizit hingewiesen. In der Modellbeschreibung und in den Simulationsauswertungen wird konsequent die Kurzform „n“ anstelle des üblichen „□“ verwendet - ursprünglich um Probleme durch Sonderzeichen zu vermeiden, später zur eindeutigen Parameterbezeichnung.

Eine gesonderte Betrachtung verlangen Ereignisse, bei denen die Zulaufkonzentrationen gelöster Stoffe in den Ablauf durchdringen und die maximale Rückhalteleistung somit ausgeschöpft ist. Die Ermittlung von WG führt in diesen Fällen zu einem Rückgang der berechneten Reinigungsleistungen mit zunehmender Ereignisdauer. Als Vergleichsgrundlage von Einzelergebnissen sind in diesen Fällen daher die absoluten Frachten geeigneter. Sie geben Aufschluss über maximale Rückhalteleistungen.

3.2.3 Auswertung von Temperaturmessungen

Während der Messkampagne in OE wurden im zeitlichen Rahmen der stofflichen Beprobung Temperaturmessungen der Umgebungsluft sowie des Ablaufes durchgeführt. Die Messungen erfolgten in kontinuierlicher Zeitschrittfolge von einer Minute. Aus den ausgewerteten Daten

wurden jeweils die Maximal- und Minimalwerte sowie eine zeitgewichtete Mittelung über die Ereignisdauer zur Verfügung gestellt. Während 5 Ereignissen wurden auch die Temperaturen des Zulaufes untersucht. In diesen Fällen wurden Ganglinien für alle 3 Messstellen übergeben.

Bezüglich des RBF EH liegen für alle Ereigniszeiträume Tageshöchst- und Tiefstwerte für die Umgebungsluft vor (www.WetterOnline.de). Die entsprechende Messstation befand sich in unmittelbarer Nähe auf dem Gelände des Flughafens Saarbrücken. Die Bestimmung von Tagesmitteln aus den Maximalwerten stellt eine vereinfachte Näherung dar. Die vorgenommene Berechnung von Ereigniswerten als Mittelung der Tageswerte beinhaltet eine erneute Qualitätsreduzierung.

Aus den Temperaturbestimmungen können Korrelationen mit der Reinigungsleistung abgeleitet werden. Dazu wird zunächst der Einfluss von Schwankungen während eines Ereignisses überprüft. Danach erfolgt eine Gegenüberstellung von Ereignismittelwerten mit den berechneten stofflichen Wirkungsgraden. Als Bezugsgröße des zeitlichen Vergleiches über den gesamten Kampagnenverlauf wurden vereinfacht jeweils die Datumsangaben des Ereignisbeginns herangezogen.

3.2.4 Ermittlung von Einflussfaktoren und deren Bedeutung

Die der Reinigungswirkung von RBF zugrunde liegenden Teilprozesse unterliegen bekannten Einflussfaktoren (vgl. Kap. 2.4.3). Vor dem Hintergrund von Modellierung und Simulation sind diese innerhalb der vorliegenden Datengrundlage herauszustellen und ggf. um weitere Aspekte zu ergänzen. Des Weiteren ist auch die Bedeutung der einzelnen Faktoren – d. h. ihre Gewichtung gegeneinander – zu ermitteln.

Die Systematik von Laborversuchen beinhaltet die Reduzierung von Einflussgrößen, um im besten Fall Zusammenhänge mit nur einer Abhängigkeit zu ergründen. Die Ergebnisse können dann direkt in eine Modellbildung überführt werden. Die Untersuchung von großtechnischen Anlagen beinhaltet hingegen stets eine Vielzahl möglicher Einflüsse, welche sich durch Überlagerung im Extremfall gegenseitig summieren oder aufheben. Erst durch eine Vielzahl von Einzelereignissen lassen sich Zusammenhänge herausstellen. Diese Voraussetzung kann in der vorliegenden Arbeit vor allem für die Daten des RBF OE als erfüllt erachtet werden. Daher beginnt die Ermittlung von Modellgrößen mit diesen Messungen – im Anschluss erfolgt ein Abgleich mit den vorliegenden Erkenntnissen aus den Untersuchungen des RBF EH (und den zugehörigen Laborversuchen) und ggf. eine Überprüfung um neue Aspekte.

Als geeignetes Verfahren zur Ermittlung von Zusammenhängen können Regressionsanalysen herangezogen werden. Voraussetzend sind die gewonnenen Messwerte auf ihre Plausibilität zu überprüfen und aufgetretene Datenlücken ggf. zu schließen. Diese Bedingungen werden hier durch den universitären Datenursprung als erfüllt angesehen. Als weitere Vorbereitung sind die Rohdaten zu transformieren, d. h. so aufzubereiten, dass ein Vergleich möglich wird. Dieser Bearbeitungsschritt erfolgte durch die im vorhergehenden Kapitel beschriebenen Methoden. Durch Gegenüberstellung von Reinigungsleistungen mit einzelnen Einflussgrößen

(z. B. Konzentrationen, Frachten, Trockenphasendauern, Temperaturen etc.) können nun lineare Regressionen ermittelt werden. Dieses Vorgehen berücksichtigt jedoch nicht die Interaktion mehrdimensionaler Zusammenhänge. Deren Überprüfung erfolgt in der vorliegenden Arbeit erst in Form der Modellbildung, durch deren Anwendung in Simulationsrechnungen die Überlagerung nachgebildet wird.

Als Ergebnisse der linearen Regressionen werden für jede betrachtete Größe lineare oder polynome Trends abgeleitet. Anhand der graphischen Darstellung können dabei sowohl Extremwerte als auch Ausreißer erkannt werden. Bei Extrema besteht die Möglichkeit, dass der betrachtete Einfluss so gewichtig ist, dass andere Einflüsse kaum wirken. Infolgedessen können diese Datenpunkte bei weiteren Betrachtungen als Ausreißer erscheinen. Mit zunehmender Anzahl von Ausreißern wird einem Einflussfaktor eine geringere Bedeutung beigemessen.

3.3 Simulationsmodelle

Als Simulationsmodelle wurden das Finite-Elemente-Modell CW2D und das Schmutzfrachtmodell KOSMO eingesetzt. Nach einer allgemeinen Darstellung in Kap. 2.6 ist eine Betrachtung der mathematischen Ansätze zur Beurteilung der Simulationsergebnisse erforderlich.

3.3.1 Bestehender RBF-Modellansatz in KOSMO

Zur Schmutzfrachtberechnungen kommt am FG Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern das detaillierte Schmutzfrachtmodell KOSMO (KOntinuierliche SchmutzfrachtMOdellierung) (Schmitt, 1993) zur Anwendung, welches zu den hydrologisch-hydrodynamisch-deterministischen Modellen zählt (Schmitt, 1994). Im Rahmen einer Simulationsstudie zu RBF (Schmitt et al., 2006) wurde auf Vorschlag von Dittmer (2006) in KOSMO ein Sonderbauwerk eingefügt, welches zur Nachbildung der Reinigungsleistung von RBF diene. Ergebnisse der Studie wurden von Schmitt und Dittmer (2007) veröffentlicht. Die grundlegenden Modellmechanismen von KOSMO werden nach Schmitt et al. (2006) wie folgt zitiert:

„KOSMO berechnet die Abflussbildung nach der Grenzwertmethode und die Abflusskonzentration mit dem Ansatz der Linearspeicherkaskade. Die Verschmutzung des Niederschlagsabflusses wird durch die Schmutzstoffansammlung („Akkumulation“) während der niederschlagsfreien Zeiten sowie den Stoffabtrag und Stofftransport bei Niederschlag („Abtrag“) phänomenologisch nachgebildet. In der Kanalisation erfolgt die Vermischung mit dem Trockenwetterabfluss, der wahlweise mit zeitlich konstanten Kennwerten oder vorgegebenen Tagesgängen (Abfluss und Fracht) - ggf. differenziert nach Werktagen, Samstag und Sonntag - angesetzt wird.

Der Kanalabfluss wird hydrodynamisch auf der Basis der vollständigen Saint-Venant-Gleichungen berechnet, wobei die Regenentlastungsbauwerke und sonstige abflussrelevante Sonderbauwerke in den hydrodynamischen Berechnungsablauf eingebunden sind. Bei rückstaufreiem Abfluss in den Hauptkanälen kann eine vereinfachte Berechnung des Kanalabflusses nach der Kalinin-Miljukov-Methode vollzogen werden.

Der Schmutzstoffeintrag durch den Niederschlagsabfluss wird an jedem Eintrittspunkt ins Netz mengenproportional mit der Verschmutzung des Trockenwetterabflusses überlagert. Der Schmutzstofftransport im Mischwasserabfluss wird als advektiver Prozess beschrieben. Die Rechenschritte zur Verschmutzung erfolgen nacheinander für alle einbezogenen Schmutzstoffparameter.

An den Sonderbauwerken der Kanalisation wird zunächst von einer gleichmäßigen Verteilung der Verschmutzung („vollständige Durchmischung“) am Bauwerk ausgegangen. Die klärtechnische Wirkung in Durchlaufbecken wird über Absetzfunktionen in Anlehnung an die SIERP-Kurven nachgebildet, bei denen die Sedimentationswirkung mit der Aufenthaltszeit zunimmt und bei 2 h ihr (stoffspezifisches) Maximum erreicht.“

Im Folgenden sollen die zur Schmutzfrachtmodellierung von RBF getroffenen Annahmen (Schmitt, Dittmer, 2007) aufgezeigt werden. Diese Anwendung des Schmutzfrachtmodells KOSMO mit der internen RBF-Erweiterung ist als Referenz und Ausgangsstellung zu der in Kap. 6 beschriebenen Modellentwicklung anzusehen.

3.3.1.1 *Hydraulisches Modell*

Das hydraulische Modell unterteilt den gesamten RBF zunächst in 2 Volumina. Dazu werden der Retentionsraum und der Filterkörper getrennt voneinander betrachtet und in Reihe mit einem gedrosselten Ablauf angeordnet. Dem Filtermaterial wird – ohne Unterscheidung weiterer horizontaler Schichten – ein effektives Porenvolumen zugeordnet. Dadurch ergibt sich in Addition von Porenvolumen und Retentionsvolumen der gesamte Raum des hydraulischen Rückhaltes. Ist dieser Raum gefüllt, so wird bei einer weiteren Beschickung der Filterüberlauf berechnet. Dabei kann zwischen einer vorgeschalteten und einer nachgeschalteten Entlastung unterschieden werden. Diese Unterscheidung besitzt keinen Einfluss auf die Entlastungsvolumina, jedoch auf die damit verbundenen Entlastungsfrachten der Inhaltsstoffe.

3.3.1.2 *Nachbildung der Reinigungsprozesse*

Sowohl der Retentionsraum als auch der effektive Porenraum des Filterkörpers werden als volldurchmischte Reaktoren betrachtet, in denen die Reinigungsprozesse stattfinden. Für partikulären CSB wie für AFS und auch für Gesamt-Phosphor wird ein quasi vollständiger Rückhalt im Porenraum angenommen. Dazu wird eine geringe konstante Ablaufkonzentration vorausgesetzt, die für jeden Schmutzstoffparameter getrennt gewählt werden kann. Die Reduzierung des gelösten CSB erfolgt hingegen durch den Einsatz eines konstanten Wirkungsgrades.

Bezüglich des $\text{NH}_4\text{-N}$ wird eine quasi-vollständige Sorption bis zur Erschöpfung einer vorgegebenen flächenspezifischen Sorptionskapazität im Porenraum als 1. Schritt eines dreistufigen Reinigungsprozesses vorgegeben. Nachfolgend wird ein linearer Rückgang des $\text{NH}_4\text{-N}$ Rückhalts über 36 h auf einen prozentualen Restwirkungsgrad unterstellt. Im 3. Schritt wird unmittelbar nach dem Ereignisende das sorbierte $\text{NH}_4\text{-N}$ vollständig in $\text{NO}_3\text{-N}$ umgesetzt. Dieses $\text{NO}_3\text{-N}$ wird beim folgenden Ereignis mit einer festgelegten Konzentration zu der Zulauf-

konzentration addiert, um die Ausspülung nachzubilden. Nach Ende der Ausspülung entspricht die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Belastung im Ablauf dem Zulauf.

Neben den Ablaufkonzentrationen sollten auch Konzentrationen von Filterüberläufen festgelegt werden. Dabei hängt die Berechnung davon ab, ob ein vor- oder nachgeschalteter Überlauf simuliert wird. Bei vorgeschalteten Überläufen entsprechen die Konzentrationen dem Zulauf, bei nachgeschalteten entsprechen sie den Konzentrationen im volldurchmischten Retentionsraum.

Eine exakte Nachahmung dieser vorgegebenen Modellbeschreibungen findet sich für die Parameter CSB_X, CSB_S, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Anhang in Kap. A2.6.1 und A2.7.1. Die beschriebene Herangehensweise liefert die Grundlage für weitergehende Überlegungen der Modellierung.

3.3.2 Modell CW2D

Nachfolgend werden die Modellgrundlagen verschiedener Entwicklungsstufen unter Angabe wichtiger Basisgleichungen erläutert, sofern sie für die Anwendung auf RBF von Bedeutung sind. Die Angabe der im Modell frei bestimmbarer Bezugsgrößen erfolgt allgemein mit L für Länge, T für Zeit und M für Masse, dabei steht der Index w für die wässrige Phase und s für die feste Phase (Šimůnek et al., 1999).

3.3.2.1 Hydraulisches Modell

Bodenparameter beschreiben die hydraulischen Eigenschaften verschiedener Substrate. Die Beschreibung des volumetrischen Wassergehaltes in Abhängigkeit von der Druckhöhe $\Theta(h)$ nach van Genuchten (1980) ist gegeben durch:

$$\Theta(h) = \begin{cases} \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{\left[1 + |\alpha \cdot h|^n\right]^m} & \longrightarrow h < 0 \\ \Theta_s & \longrightarrow h \geq 0 \end{cases}$$

Gleichung 3-6: van Genuchten – Gleichung des volumetrischen Wassergehaltes

Die Beschreibung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit von der Druckhöhe $K(h)$ nach van Genuchten (1980) ist gegeben durch:

$$K(h) = K_s \cdot S_e^l \cdot \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2$$

Gleichung 3-7: van Genuchten – Gleichung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit

mit
$$S_e = \frac{\Theta - \Theta_r}{\Theta_s - \Theta_r}$$

mit h = Druckhöhe [L]

Θ_r = Restwassergehalt (Q_r) [L^3_w/L^3_s]

Θ_s = Sättigungswassergehalt (Q_s) [L^3_w/L^3_s]

K_s = gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [L/T]

α = empirischer Koeffizient [1/L]

n = empirischer Koeffizient [-]

$m = 1 - 1/n$ mit $n > 1$ [-]

l = Parameter des Porenkontaktes [-]

Gleichung 3-8: Effektiver Wassergehalt

Als zusammenfassende Gleichung der Strömung einer Flüssigkeit durch ein ungleichmäßig gesättigtes poröses Medium wird die Richard's – Gleichung angewandt. Darin wird vorausgesetzt, dass die gasförmige Phase zu vernachlässigen ist, dass die Dichte der Flüssigkeit von Stoffkonzentrationen unabhängig ist und dass die Kompressionsfähigkeit der Flüssigkeit sowie der Bodenmatrix relativ klein ist.

$$\frac{\partial \Theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \cdot \left[K(h) \cdot \left(K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_i} + K_{iz}^A \right) \right] - S$$

mit $\Theta(h)$ = volumetrischer Wassergehalt [L^3_w/L^3_s]

h = Druckhöhe [L]

S = Quell- bzw. Senkenterm [L/T]

x_i ($i = 1, 2$) = räumliche Koordinaten [L]

t = Zeit [T]

$K(h)$ = Funktion der effektiven hydraulischen Leitfähigkeit [L/T]

K_{ij}^A = Komponenten des Anisotropie – Tensor K^A [-]

Gleichung 3-9: Richard's – Gleichung

Innerhalb des Vorgehens zum Aufbau eines FE-Netzes finden sich unterschiedliche Randbedingungen des Ablaufes. Diese beeinflussen die Beschreibung der Durchströmung maßgeblich. Innerhalb der ersten Simulationsstudie mit RBF-Bezug (Meyer, 2004) stellte sich die Verwendung des freien Ablaufes („free drainage“) für ungedrosselte Betriebsbedingungen als geeignet heraus. Die Nachbildung eines gedrosselten Ablaufes war nicht möglich. Die Notwendigkeit einer diesbezüglichen Modellerweiterung wurde von den Entwicklern erkannt und in die Randbedingung „seepage face“ implementiert.

3.3.2.2 Stofftransportmodell

Zu den Bodenparametern können Parameter der stofflichen Vorgänge angegeben werden. Neben den stoffspezifischen Zulaufkonzentrationen sind die materialspezifischen Größen der Dichte, Dispersion und Sorption besonders sensitiv (Meyer, 2005). Der Eingabewert der Dichte bezieht sich auf die Trockendichte nach Verdichtung. Er ist nur relevant für Bereiche, in denen Sorptionsvorgänge stattfinden.

Die Transportgleichung (Gleichung 3-10) beschreibt die Konvektion, die Diffusion und die Dispersion bei der Durchströmung eines zweidimensionalen Mediums. Zur Beschreibung der Dispersion sind als Bestandteile der Dispersionskoeffizienten die longitudinalen und transversalen Dispersivitäten anzugeben, welche stark vom Modellmaßstab abhängen. Die Diffusion kann dabei nicht getrennt von der Dispersion betrachtet werden und kann in ihrer Größenordnung im Vergleich zu dieser vernachlässigt werden. Da die Dispersivitäten bezüglich unterschiedlicher Strömungsrichtungen ggf. ungleich sind, müssen die Raumkoordinaten mit der Hauptstromrichtung parallel zur z-Achse in Gleichung 3-10 im Gegensatz zu Gleichung 3-9 gesondert betrachtet werden.

$$\left[\frac{\partial}{\partial x} \cdot \left(\Theta \cdot D_T^{disp} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \cdot \left(\Theta \cdot D_L^{disp} \cdot \frac{\partial c}{\partial z} \right) \right] - \left[\frac{\partial}{\partial x} \cdot (v_x \cdot c) + \frac{\partial}{\partial z} \cdot (v_z \cdot c) \right] = \frac{\partial(\Theta \cdot c)}{\partial t}$$

mit D_T^{disp} = hydrodynamischer transversaler Dispersionskoeffizient [L^2/T] = $\alpha_T \cdot v_x + D$

D_L^{disp} = hydrodynamischer longitudinaler Dispersionskoeffizient [L^2/T] = $\alpha_L \cdot v_z + D$

α_T = transversale Dispersivität (dispT) [L]

α_L = longitudinale Dispersivität (dispL) [L]

v = Fließgeschwindigkeit [L/T]

D = Diffusionskoeffizient [L^2/T]

Gleichung 3-10: 2D - Konvektion - Dispersion – Transportgleichung

Die zusammenfassende Gleichung des makroskopischen Transportes eines Inhaltsstoffes i in der wässrigen und der festen Phase wird in folgender Form beschrieben:

$$\frac{\partial(\Theta \cdot c_i)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho \cdot s_i)}{\partial t} = \underbrace{\nabla \cdot (\Theta \cdot D_i \cdot \nabla c_i)}_{(1)} - \underbrace{\nabla(q \cdot c_i)}_{(2)} + \underbrace{S \cdot c_{s,i}}_{(3)} + \underbrace{r_i}_{(4)}$$

mit $i = 1 \dots N$ = Nummer des betreffenden Inhaltsstoffes

c_i = Konzentration in der wässrigen Phase [M/L^3_w]

s_i = Konzentration in der festen Phase [M/g_s]

Θ = volumetrischer Wassergehalt [L^3_w/L^3]

ρ = Trockenrohichte des Bodens (Bulk.D.) [g/L^3]

D_i = Tensor der Dispersionskoeffizienten [L^2_s/T]

q = volumetrische Flusssdichte [$L^3_w/(L^2_s \cdot T)$]

S = Quell- bzw. Senkenterm [$L^3_w/(L^3_s \cdot T)$]

$c_{s,i}$ = Konzentration der Quelle bzw. Senke [M/L^3_w]

r_i = Reaktionsterm [$M/(L^3_w \cdot T)$]

Gleichung 3-11: Zusammenfassende Stoffgleichung

Der Term auf der rechten Seite der Gleichung beinhaltet als Summanden die Dispersion gemeinsam mit der Diffusion (1), der Konvektion (2), den Quell- bzw. Senkenterm (3) und den Reaktionsterm (4).

Um den Senkenterm (3) in Gleichung 3-11 zu beschreiben, muss die Beziehung der Konzentrationen der Komponente i in der flüssigen und in der festen Phase beschrieben werden. Dies geschieht über kinetische Sorptionsisothermen (Gleichung 2-1, Gleichung 2-2).

3.3.2.3 Biokinetisches Reaktionsmodell CW2D

Das biokinetische Modell in CW2D ersetzt in Gleichung 3-11 den Reaktionsterm. Es arbeitet mit 12 Komponenten und 9 Prozessen, wobei folgende Komponenten definiert sind: gelöster Sauerstoff, 3 CSB-Fraktionen (schnell/langsam abbaubar, inert), eine Gruppe heterotrophe und 2 Gruppen autotrophe Mikroorganismen, NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , molekularer Stickstoff und Orthophosphat. Als 13. Stoff kann ein Tracer eingebracht werden.

Die modellierbaren Prozesse sind die Hydrolyse des langsam abbaubaren CSB in schnell abbaubaren bzw. inerten CSB, heterotrophes Wachstum mit O_2 , NO_3-N oder NO_2-N als Sauerstoffquelle, autotrophes Wachstum als Nitrifikation in 2 Stufen und schließlich die Lyse abgestorbener Mikroorganismen dreier Gruppen. Alle Reaktionen werden nur in der flüssigen Phase berechnet. Die feste Phase ist der Sorption gelöster Inhaltsstoffe vorbehalten. Das Zusammenspiel der Prozesse ist als Matrix in Abbildung A 1 und Abbildung A 2 dargestellt.

Untersuchungen von Langergraber (2005b) zielten auf die Rolle der Nährstoffaufnahme der Filterbepflanzung in PKA (root water uptake). Dabei wurde festgestellt, dass der Einfluss der Bepflanzung weitgehend vernachlässigt werden kann.

3.3.2.4 Wärmetransportmodell

Da biochemische Reaktionen mit wechselnden Temperaturen verschieden schnell ablaufen, ist die Simulation der Temperaturzustände ein wichtiger Bestandteil der Simulation mit CW2D. Aufgrund der relativ stabilen Temperaturen während Laborversuchen erlangt das Wärmetransportmodell erst bei der Nachbildung großtechnischer Anlagen eine besondere Bedeutung.

Zur Simulation des Wärmetransportes sind die Temperatur des Beschickungswassers und des Porenwassers zu Versuchsbeginn sowie die Temperaturabhängigkeit der Bodenparameter, der Transportparameter und des Stoffumsatzes zu beurteilen. Im Falle des Stoffumsatzes wird die Temperaturabhängigkeit der kinetischen Parameter und der Sauerstoffsättigung beschrieben. Zur Beschreibung des Wärmetransportes selbst sind die definierten Schichten zunächst in die Fraktionen Luft, Wasser und Feststoffe volumetrisch aufzuteilen. Dies geschieht über die Definition der Rest- und Sättigungswassergehalte, wobei den Fraktionen volumetrische Wärmekapazitäten zuzuordnen sind. Die Wärmekapazität ist als Produkt aus Trockenrohddichte und gravimetrischer Wärmekapazität definiert. Weiterhin sind Parameter der thermischen Leitfähigkeit zu bestimmen (Langergraber, Šimůnek, 2006). Da das Wärmetransportmodell in der vorliegenden Arbeit nicht explizit zur Anwendung kommt, wird auf eine Darstellung der zugehörigen Gleichungen verzichtet.

Aus der graphischen Unterscheidung der vollständig beprobten Ereignisse ist ersichtlich, dass in PA und PC erst gegen Ende Lücken in der Beprobung auftreten, in PB dagegen mehrfache Unterbrechungen vorliegen. Als Ursachen wurden für die Hälfte aller Ausfälle Defekte im Probennehmer genannt, die letzten beiden Ereignisse in PA und das letzte Ereignis in PC wurden wegen Laborüberlastung verworfen. Die Beprobung des Ereignisses vom 19.05.2006 scheiterte an einer für die Probennahmetechnik zu geringen Intensität und Stapelhöhe und kann daher nur bedingt als Ausfall bewertet werden. Als Gesamtbeurteilung kann festgehalten werden, dass trotz einiger Lücken ein breites Spektrum zu Verfügung steht, wobei mehrere Ereignisserien ohne Beeinträchtigung vorliegen.

Im Vergleich der Phasen zeigen sich deutliche Unterschiede. In PA tritt eine hohe Varianz hydraulischer Belastungen und zeitlicher Abstände der Beschickungen auf, wobei sowohl das extremste Ereignis als auch eine Vielzahl sehr schwacher Beschickungen zu verzeichnen sind. PB erscheint ausgeglichener, da nur 6 der 23 Ereignisse eine Beschickungshöhe außerhalb von 0,1 bis 1 m aufweisen und die Abfolge vor allem in der Mitte der Phase regelmäßiger verteilt ist. PC zeigt eine besonders hohe Ereignisfrequenz mit stark abweichenden hydraulischen Belastungen. Insgesamt weist die Abfolge der Beschickungen auf gute Voraussetzungen hoher Reinigungsleistungen hin, da keine übermäßig langen Trockenperioden auftraten.

Die summierte jährliche Beschickungshöhe liegt mit 16,5 m/a im 1. Jahr (Ereignis 1 bis 27) und 18 m/a im 2. Jahr (Ereignis 28 bis 57) weit unter dem laut Genehmigungsplanung vorausgerechneten Wert von 39 m/a. Eine Besonderheit liegt darin vor, dass während der gesamten Messkampagne kein Filterüberlauf auftrat, obwohl der Retentionsraum mehrfach fast vollständig erschöpft wurde (mündlicher Bericht durch Projektbearbeiter).

Als Grundlage von Versuchsreihen mit Laborsäulen wurden die zu beaufschlagenden Stapelhöhen festgelegt (u. a. Woźniak, 2007 / Uhl et al., 2007). Beschickungshöhen von 0,5 m wurden dabei als „Normalbeschickung“ klassifiziert, Aufschläge von 1,0 m und mehr hingegen als „Hochlast“. Im Bereich der Normallast finden sich bezüglich des RBF OE (0,3 bis 0,7 m) insgesamt nur 14 von 57 Ereignissen (A 4 / B 8 / C 2). Unterhalb von 0,3 m liegen 28 Ereignisse (A 14 / B 9 / C 5), wobei 10 Ereignisse (A 7 / B 2 / C 1) eine Stapelhöhe unter 0,1 m aufweisen. Hochlastereignisse traten insgesamt 10mal auf (A 3 / B 4 / C 3). Da diese im Hinblick auf Modellkalibrierungen infolge möglicher stofflicher Überlastungen für die Simulationsarbeit besonders interessant sind, erfordern sie eine genauere Betrachtung:

Extreme Ereignisse mit einer Stapelhöhe größer 2 m traten 4mal auf, wobei z. B. Ereignis 14 vom 25.03.2006 mehrere Teilbeschickungen mit Stapelhöhen (h_{FA}) kleiner 1 m besitzt (Abbildung 4-2). Ähnliches trifft auf die Ereignisse 13 (09.03.2006) und 46 (22.03.2007) zu – für Ereignis 38 (18.01.2007) liegen keine detaillierten Messergebnisse vor. Als größtes Ereignis mit einer „typischen“ Beschickung – d. h. mit einem schwallartigen Beginn und rapidem Intensitätsrückgang – liegt Ereignis 51 (29.05.2007) vor, welches gleichzeitig das größte Ereignis innerhalb von PC ist ($h_{FA} = 1,64$ m). Ähnlich ausgeprägt – jedoch in höherer zeitlicher Auflösung - liegt in PB Ereignis 24 (16.06.2006 / $h_{FA} = 1,58$ m) vor, in PA findet sich keine vergleichbare Zulaufcharakteristik oberhalb der Normalbeschickungshöhe.

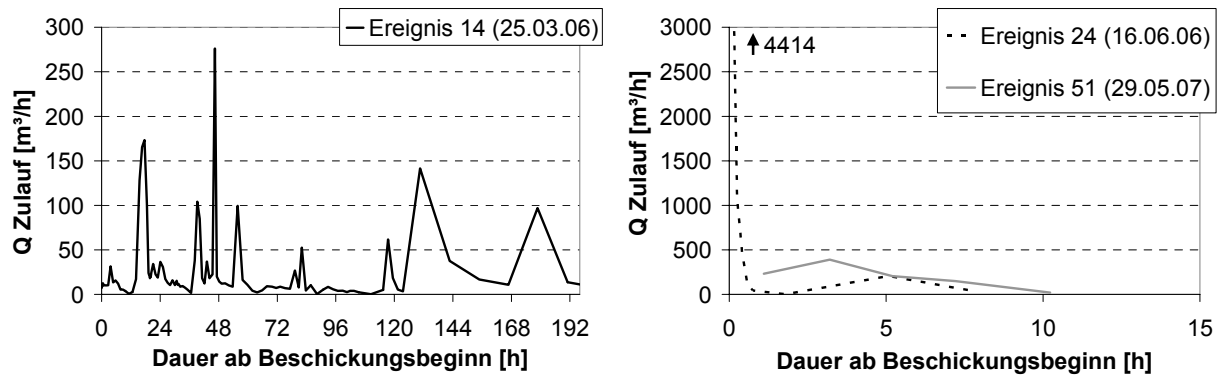


Abbildung 4-2: Beispiele Zulaufganglinien RBF OE

Insgesamt kann der RBF OE somit als während der Messkampagne hydraulisch schwach belastet angesehen werden. Die Filterleistung lässt sich jedoch nicht nur aus den Stapelhöhen ableiten, denn sie hängt mit den zugehörigen stofflichen Belastungen zusammen.

4.1.2 Temperatur

Anhand der vorliegenden Temperaturdaten (Kap. 3.2.3) sind Zusammenhänge zwischen den Messstellen im Filterzu- und Ablauf sowie der Umgebungsluft festzustellen. Diese Beurteilungen dienen sowohl der Einschätzung vereinfachter Methoden als auch der Ermittlung von Korrelationen zur Reinigungsleistung.

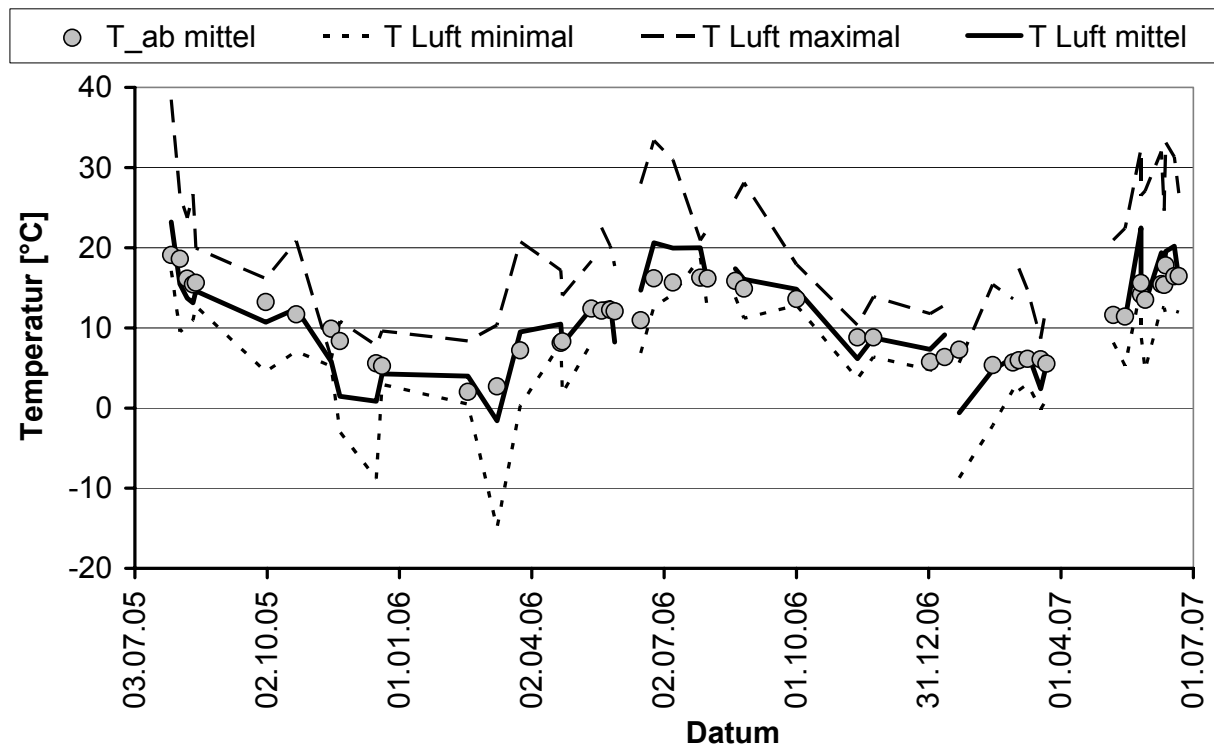


Abbildung 4-3: Lufttemperaturen und Ablauftemperaturen OE

In Abbildung 4-3 sind für 49 Ereignisse die gemittelten Ablauftemperaturen sowie die mittleren, minimalen und maximalen Lufttemperaturen dargestellt. Die Verbindungslinien stellen keine Bezüge der Datenpunkte her, sie dienen lediglich der Veranschaulichung – Unterbrechungen weisen auf fehlende Einzelbestimmungen hin. Über den zweijährigen Zeitraum betrachtet besteht mit einer durchschnittlichen Differenz von $0,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ eine hohe Korrelation zwischen den gemittelten Temperaturen im Ablauf und der Filterumgebung, auch wenn in 3 Fällen eine Abweichung von mehr als $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ und in 16 Fällen eine Abweichung von mehr als $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ auftritt. Tendenziell weisen die Ablauftemperaturen einen gleichmäßigeren Verlauf aus.

Während eines Ereignisses treten vor allem im Sommer erhebliche Schwankungen der Lufttemperatur auf. Dieses Phänomen scheint sich jedoch kaum auf die Ablauftemperaturen auszuwirken – aufgrund gemittelter Abweichungen von $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ des Mittels zum Maximum und $0,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ des Mittels zum Minimum wurde auf eine graphische Darstellung der Ablaufschwankungen verzichtet. Die maximalen Differenzen innerhalb eines Ereignisses betragen $1,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ nach oben und $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ nach unten.

Für 5 Ereignisse im Februar und März 2007 liegen zusätzlich Messungen der Zulauftemperatur vor. Bei diesen Ereignissen weichen gemittelte Zulauf-, Ablauf- und Lufttemperaturen kaum voneinander ab. Im Anhang 1 sind Abbildung A 7 bis Abbildung A 9 für 3 dieser Ereignisse die Temperaturganglinien dargestellt. Darin ist ersichtlich, dass die Lufttemperatur die Ablauftemperatur im Tagesgang kaum beeinflusst. Auch die Zulauftemperatur weist nur geringe Schwankungen auf, sie liegt jedoch meist über der Ablauftemperatur.

Aus den dargestellten Ergebnissen werden im Zusammenhang über die Kenntnisse der Bodentemperatur (vgl. Kap. 2.4.3.3) folgende Schlussfolgerungen gezogen:

Die Temperatur im betrieblich gesättigten Filterkörper

- bleibt im Tagesgang relativ konstant.
- ist durch den hohen Wassergehalt im Tiefenprofil weitgehend konstant.
- unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen durch die Beschickungswassertemperaturen.
- lässt sich langfristig durch die im Tagesverlauf gemittelten Lufttemperaturen annähern.

Die auf diesen Schlussfolgerungen basierende mathematische Beschreibung des temperaturabhängigen Stoffumsatzes wird für die erweiterte Schmutzfrachtmodellierung im Anhang in Kap. A2.4.3 dargestellt.

4.1.3 CSB

Die Untersuchung des Parameters CSB erfolgte permanent als Gesamt-CSB (CSB_hom) und teilweise als filtrierter CSB (CSB_S) in Ergänzung (vgl. Kap. 3.1.1.3). Die Auswertung wurde zunächst für die fraktionierten Messungen durchgeführt (getrennt nach Zu- und Ablauf), um etwaige Erkenntnisse unmittelbar auf die Betrachtung aller Ereignisse übertragen zu können.

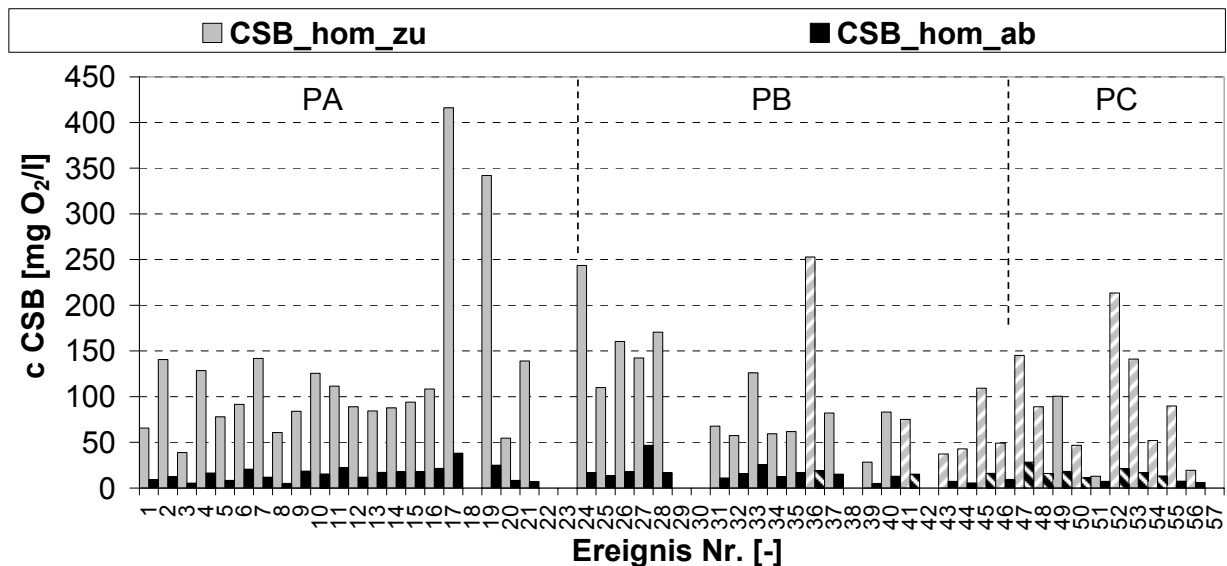


Abbildung 4-4: Zusammenstellung MEK CSB_hom Zu- und Ablauf in OE

Eine Übersicht der MEK aller Einzelereignisse liefert Abbildung 4-4, die Beschickungen mit fraktionierte Analytik sind darin schraffiert dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die detaillierteren Messungen erst gegen Ende der Kampagne umgesetzt wurden. Sie umfassen augenscheinlich einen repräsentativen Querschnitt der Gesamtbetrachtung.

4.1.3.1 CSB Zulaufbilanzierung

Für 14 Ereignisse wurden Bestimmungen der gelösten Anteile im Zulauf durchgeführt, wodurch sich die Verhältnisse der einzelnen Fraktionen bestimmen lassen. Die beprobten Ereignisse besitzen sehr unterschiedliche Konzentrationsbereiche und fanden zu unterschiedlichen Jahreszeiten statt, daher stellen sie geeignete Stichproben für den gesamten Untersuchungszeitraum dar.

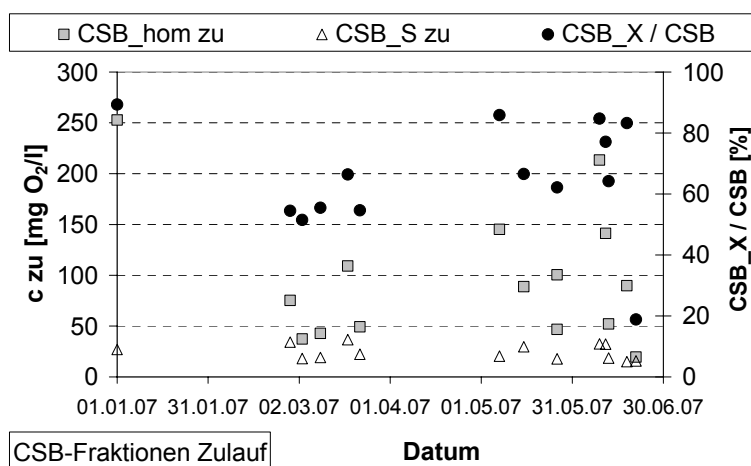


Abbildung 4-5: CSB-Fraktionierung Zulauf OE

In Abbildung 4-5 werden die volumengewichteten mittleren CSB-Konzentrationen, die gelösten Anteile, die aus der Differenz errechneten partikulären Anteile sowie das Verhältnis des CSB_X am Gesamt-CSB im Zulauf dargestellt. Die Betrachtung des CSB_hom legt eine hohe Bandbreite dar. Dagegen fällt die gelöste Konzentration mit einem engen Schwankungsbereich von rund 15 bis 35 mg O₂/l auf. Dies indiziert einen relativ konstanten CSB_S des Regenwasseranteils aufgrund des mengenmäßig weit überwiegenden Anteils an der Mischwasserentlastung. Infolgedessen resultiert das variierende Verhältnis von CSB_X zum Gesamt-CSB vornehmlich aus der variierenden CSB_X-Konzentration. Diese liegen mit 4 bis 226 mg O₂/l über den Bereich der üblichen Streubreite mittlerer Verschmutzung für Mischwasserentlastungen (Welker, 2004) verteilt - ihr Anteil an der Gesamtkonzentration kann mit 19 bis 89 % als hoch bis sehr hoch für eine durch Absetzwirkung vorgereinigten Mischwasserentlastung eingeschätzt werden (arithmetisches Mittel ohne Ausreißer mit 19 %: 69 %). Als mögliche Ursache kann hierbei die verkleinerte Vorstufe angeführt werden, doch selbst unter Beachtung dieser baulichen Besonderheit erscheint das Verhältnis ungewöhnlich hoch.

Als Gründe für eine starke Varianz für CSB-Konzentrationen kommen Akkumulationen von Schmutzstoffen auf den angeschlossenen Oberflächen sowie Feststoffablagerungen im Kanalnetz in Betracht, welche bei gesteigerter hydraulischer Belastung mobilisiert werden. Dem zuvor dargestellten CSB_X-Minimalanteil von 19 % geht eine enge Ereignisfolge voraus. Daher wurden zeitliche Zusammenhänge mit der jeweils vorhergehenden Beschickungspause untersucht (Tabelle A 4).

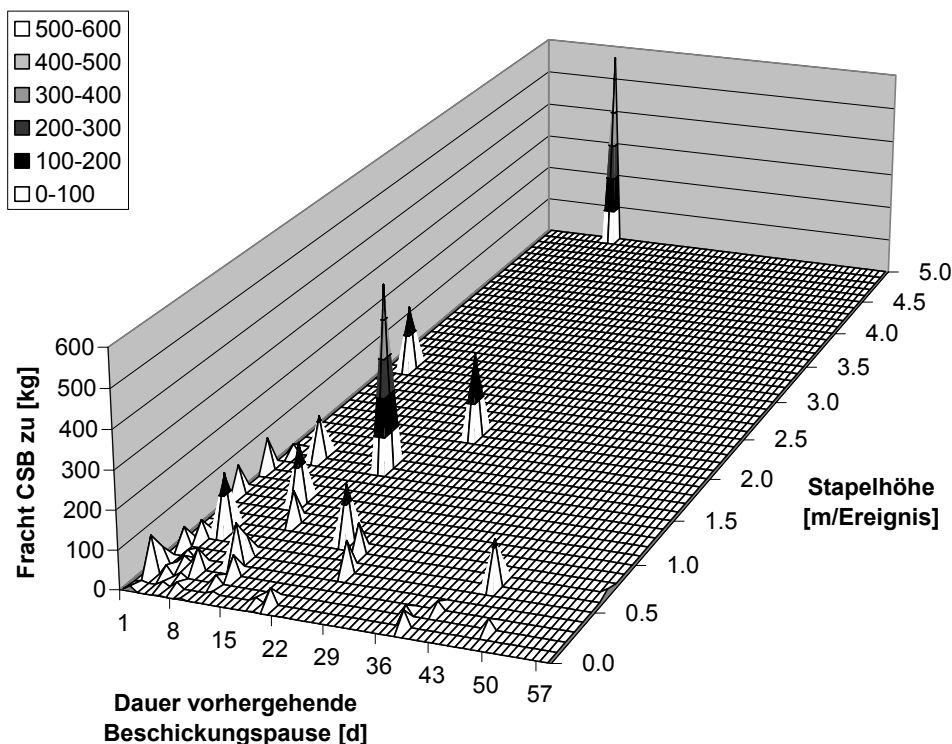


Abbildung 4-6: CSB-Zulauffrachten über Stapelhöhe und Dauer Beschickungspausen OE

Aufgrund der geringeren Datenmenge wurde in einer erweiterten Betrachtung nicht allein auf die fraktioniert bestimmten Ereignisse zurückgegriffen (Abbildung 4-6). Wegen der überla-

gernden Einflüsse der CSB_S-Anteile sollte dabei auch die jeweilige Stapelhöhe eines Ereignisses beurteilt werden. Um die gewählte Darstellungsform zu ermöglichen, wurden die Eingangsdaten gerundet (BP 1 d, h_{FA} 0,1 m). Die Auswertung liefert einen tendenziellen Zusammenhang zwischen wachsender Stapelhöhe und steigender Zulauffracht. Dies entspricht – unter der vereinfachten Voraussetzung einer relativ konstanten CSB_S-Zulaufkonzentration – den Erwartungen. Ein Anstieg der Fracht in Korrelation zur Dauer der Beschickungspause ist hingegen nicht erkennbar. Bereits nach wenigen Tagen können Spitzenbelastungen auftreten, wohingegen lange Beschickungspausen nicht zu besonders hohen Frachteinträgen führen. Dabei sollte beachtet werden, dass auch bei einem verringerten RÜB-Volumen nicht jedes Regenereignis zu einer Mischwasserentlastung führt.

Auf Grundlage der erkannten Zusammenhänge wurden sowohl die MEK (vgl. Kap. 3.2.2) als auch die Frachten im Zulauf für alle Einzelereignisse beurteilt. Die zeitliche Abfolge ist im Anhang 1 in Abbildung A 10 bis Abbildung A 12 dargestellt (Verbindungslinien zwischen den Datenpunkten weisen einzig auf eine lückenlose Datenerhebung hin). Der Vergleich von MEK im Zulauf über die 3 Phasen der DrosselEinstellung belegt eine ungewöhnliche, weitgehend gleichmäßigen Bedarf im Bereich von 100 mg O₂/l auf. Einzelne Bedarfsspitzen treten im Zusammenhang mit geringen Stapelhöhen auf. Aufgrund der relativ konstanten Konzentrationen korrelieren die flächenspezifischen Frachteinträge vorwiegend mit den zugehörigen Stapelhöhen (vgl. Abbildung 4-1). Der Vergleich der Drosselphasen untereinander zeigt eine höhere Belastung im 1. Untersuchungsjahr. In der Zeit von Juli 2005 bis Juli 2006 wurde der RBF OE mit rund 2278 kg CSB-verursachenden Inhaltsstoffen belastet, was einem flächenspezifischen Eintrag von rund 1788 g/(m²*a) entspricht – im Folgejahr sanken die Werte auf 1247 kg bzw. 979 g/(m²*a) ab.

Infolge der verkleinerten Vorstufe des RBF OE wurde mit einer erhöhten stofflichen Beladung gerechnet. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet zeigt sich dies jedoch kaum. Vereinzelt treten in PA und PB ungewöhnlich hohe Spitzenbelastungen auf. Die bauliche Besonderheit gibt jedoch einen Hinweis auf die Ursache der hohen CSB_X-Anteile im Zulauf.

4.1.3.2 CSB Ablaufbilanzierung

Die Auswertung von Ablaufmessungen dient zunächst den generellen Beurteilungen der Reinigungsleistung. Eine genauere Betrachtung im Anschluss beinhaltet die Suche und Beurteilung von Einflussfaktoren und deren Bedeutung. Die Dateninterpretation beginnt mit den Messungen von CSB-Fraktionen. Ähnlich der Darstellung im Zulauf werden in Abbildung 4-7 die Ergebnisse im Ablauf aufgezeigt.

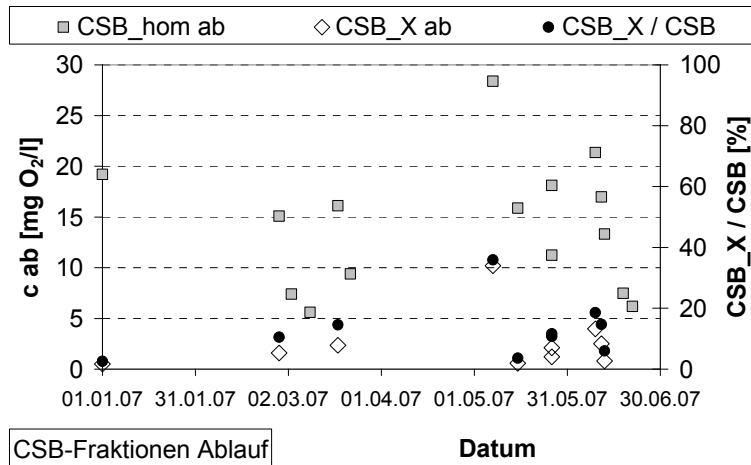


Abbildung 4-7: CSB-Fraktionierung MEK Ablauf OE

In Anbetracht der um den Faktor 10 veränderten Skalierung der absoluten Konzentrationen zeigt sich – mit einer Ausnahme - die starke Reduktion des CSB_X auf eine Hintergrundkonzentration von ca. 5 mg O₂/l oder weniger. Anhand der ebenfalls stark verringerten Anteile der Partikel am Gesamt-CSB ist zudem zu erkennen, dass sich Rückhalt und Abbau der gelösten Anteile weit weniger vollzogen – die MEK für CSB_S liegen zwischen 10 und 19 mg O₂/l, die betreffenden Wirkungsgrade wurden in einem Bereich von 11 bis 63 % ermittelt. In Abbildung 4-8 sind letztere ebenso wie die Frachtrückhalte den infiltrierten Frachten zugeordnet.

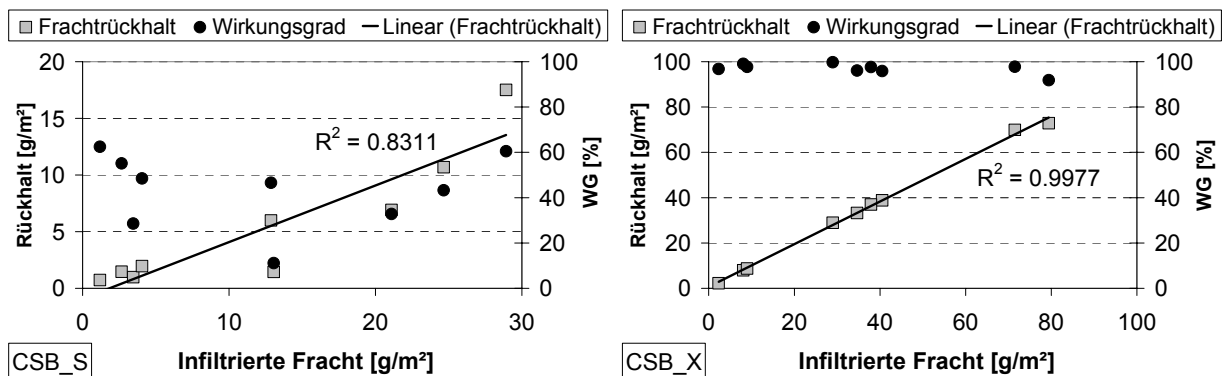


Abbildung 4-8: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade CSB-Fractionen OE

Für die fraktioniert vorliegenden Ereignisse wurde bei der Zulaufbetrachtung (Abbildung 4-5) festgestellt, dass eine sehr geringe und ereignisbezogen relativ konstante Konzentration gelöster CSB-verursachende Schmutzstoffe vorliegt. Die entsprechenden Wirkungsgrade (arithmetisches Mittel 43 %) zeigen sich ebenfalls recht einheitlich, wobei wirkende Einflussfaktoren in der später erörterten Betrachtung Erklärungen für Abweichungen liefern. Bezüglich CSB_X ist nahezu vollständiger Rückhalt von durchschnittlich 97 % nachweisbar. Weitere Aufschlüsse liefern Ganglinien der Beschickung vom 27.02.2007 (Abbildung 4-9), die dem fraktioniert analysierte Ereignis mit dem höchsten CSB_S-Frachteintrag (28,9 g/m²) zuzuordnen sind und als repräsentatives Beispiel mit Besonderheit angesehen werden (Stapelhöhe 0,85 m). Weite-

re Ganglinien von im Zu- und Ablauf fraktioniert bestimmten Ereignissen finden sich im Anhang 1 in Abbildung A 3 bis Abbildung A 6.

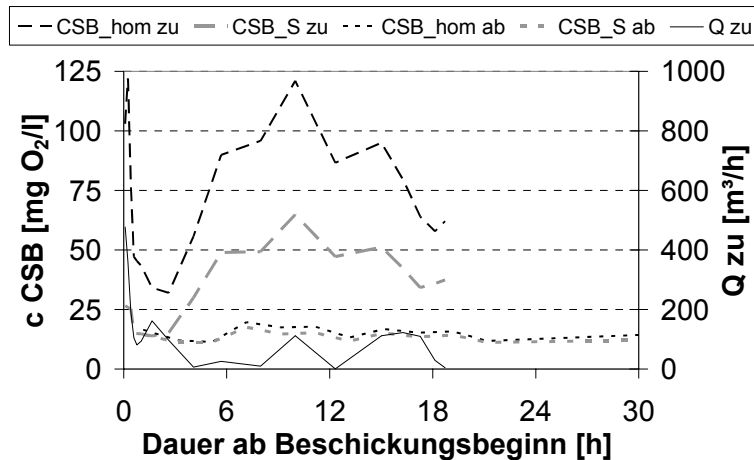


Abbildung 4-9: Ganglinien CSB-Fractionen Ereignis 41 OE

Die Zulaufspitzen des CSB_hom korrelieren weitgehend mit den hydraulischen Belastungen, welche ein Gesamt ereignis aus mehreren Teilbeschickungen erkennen lassen. Die gelösten Anteile folgen dem Verlauf des CSB_hom in gedämpfter Ausprägung. Das betrachtete Ereignis zeigt sich nur in dieser Hinsicht als Ausnahme, da die CSB_S-Konzentrationen sonst – soweit aus der geringen Anzahl an Messwerten bei anderen fraktionierten Ereignissen abzulesen ist (Abbildung A 3 bis Abbildung A 6) – einen relativ konstanten Verlauf nehmen. Beeinflusst wird dieser Effekt hier vermutlich durch die für den RBF OE hohen CSB_S-Zulaufkonzentrationen von 50 mg O₂/l und mehr.

Im Filterablauf ist ein nahezu vollständiger Rückhalt des CSB_X erkennbar. Die CSB_S-Konzentrationen werden zu Anfang durch den 1. Beschickungsschwall geprägt, zeigen aber später kaum Reaktionen auf die Zulaufspitze ca. 10 h nach Ereignisbeginn – sie bleiben weitgehend konstant. Dieser Verlauf erscheint nicht allein durch Zulaufmischungen im Retentionsraum erklärbar. Als weitere Ursache kann vermutet werden, dass die Ablaufkonzentrationen durch biologisch unvollständig abgebaute (oder nicht abbaubare) Anteile stark beeinflusst werden.

Somit sollten zumindest zwei Zusammenhänge bei der Beurteilung der CSB_hom-Reinigungsleistung berücksichtigt werden: Einerseits dominiert die Filtration aufgrund der hohen partikulären Zulaufmengen als Rückhalteprozess in OE besonders, andererseits birgt der Parameter CSB_S Unsicherheiten der biologischen Umsetzbarkeit. Beides erschwert das Finden von Einflussfaktoren gegenüber CSB_S aus unfraktionierten Bestimmungen.

Die Reinigungsleistung bezüglich CSB_hom ist in Tabelle 4-1 zusammengefasst. Dabei gibt die Spalte „beprobte“ an, welcher Anteil des Gesamtzulaufvolumens stofflich erfasst wurde. Der Rückhalt ergibt sich als Differenz aus Ein- und Austrag, der Wirkungsgrad wurde hier als Quotient von Rückhalt und Eintrag ermittelt.

Tabelle 4-1: Zusammenfassung der Stoffströme CSB_hom OE

Phase	beprob	[%]	Eintrag [g/m ²]	Austrag [g/m ²]	Rückhalt [g/m ²]	Wirkungsgrad [%]
A [0,01 l/(s*m ²)]	96	1	236	197	1038	84
B [0,02 l/(s*m ²)]	76		1128	140	987	88
C [0,01 l/(s*m ²)]	97		401	83	319	79
gesamt	88		2765	420	2344	85

Der RBF OE zeigt während der gesamten Messkampagne mit einem Gesamtwirkungsgrad von 85 % eine sehr hohe Reinigungsleistung für CSB_hom, wobei die ereignisbezogene Leistung von 44 % im Minimum bis hin zu 95 % im Maximum reicht. Eine schlüssige Erklärung liefert die Filtration der überdurchschnittlichen hohen CSB_X-Anteile.

4.1.3.3 Ermittlung von Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung

Aufgrund der Vielzahl der untersuchten Ereignisse (Abbildung 4-4) mit unterschiedlichsten Kombinationen von Randbedingungen lassen sich Einflussfaktoren der Reinigungsleistung ausmachen. Aus dem vorliegenden Kenntnisstand wurden dazu die Drosseleinstellung, die Differenzierung der Frachteinträge nach MEK und Stapelhöhe, die Dauer der vorhergehenden Trockenphase und die Temperatur ausgewählt. Aufgrund des nachweisbar hohen Partikelrückhaltes sind vorangestellte Betrachtungen der fraktionierten Bestimmungen jeweils nur auf CSB_S bezogen. Eine Übersicht der Datengrundlage liefern Tabelle A 4 und Tabelle A 5 im Anhang.

Einflussfaktor Drosseleinstellung

Nach vorliegendem Kenntnisstand besteht ein möglicher Zusammenhang zwischen einem erhöhten Drosselablauf und dem Rückgang der Leistungsfähigkeit eines RBF (z. B. Uhl et al., 2007). Die in OE vorgenommene zwischenzeitliche Erhöhung von 0,01 auf 0,02 l/(s*m²) stellt zwar eine relative Verdoppelung dar, entspricht dennoch dem Stand der Technik nach DWA-M 178 (2005). In der Gesamtbetrachtung der Drosselphasen (Tabelle 4-1) wird durch die Erhöhung der Drosseleinstellung in PB gegenüber PA und PC ein negativer Einfluss nicht bestätigt - es zeigt sich sogar eine erhöhte Reinigungsleistung in PB. Im Rahmen der gewählten Erhöhung der Fliessgeschwindigkeit ist ein ausgeprägter Einfluss auf die Filtrationsleistung nicht zu erwarten. Ein Vergleich von Einzelereignissen sollte daher auf den Parameter CSB_S bezogen werden, wobei die verkleinerte Datengrundlage zu unterteilen wird (Abbildung 4-10).

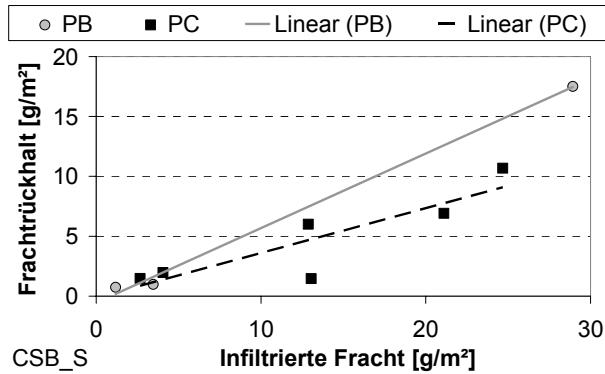


Abbildung 4-10: Frachtrückhalte CSB_S unter abweichenden Drosseleinstellungen OE

Auch ein Vergleich der Reduktion gelöster Anteile liefert keine Hinweise auf eine verminderte Leistungsfähigkeit. Der in der Frachtbilanz erkannte umgekehrte Effekt wird – unter Vorbehalt der geringen Anzahl an Datenpunkten – deutlich verstärkt. Dem wird jedoch keine systematische Bedeutung in Bezug auf die Durchsatzgeschwindigkeit beigemessen, da sich diese Abweichungen auf andere Ursachen zurückführen lassen. In der Beurteilung der größeren Datengrundlage für CSB_hom (nicht dargestellt) wurden ebenfalls keine ausgeprägten Zusammenhänge erkannt. Der Einfluss der Ablaufgeschwindigkeit kann innerhalb der Messkampagne des RBF OE daher als vernachlässigbar angesehen werden.

Einflussfaktoren MEK im Zulauf und Stapelhöhe

Als Faktor der Reinigungsleistungen wurden die MEK im Zulauf ausgemacht. Abbildung 4-11 veranschaulicht diesen Zusammenhang für CSB_S und CSB_hom.

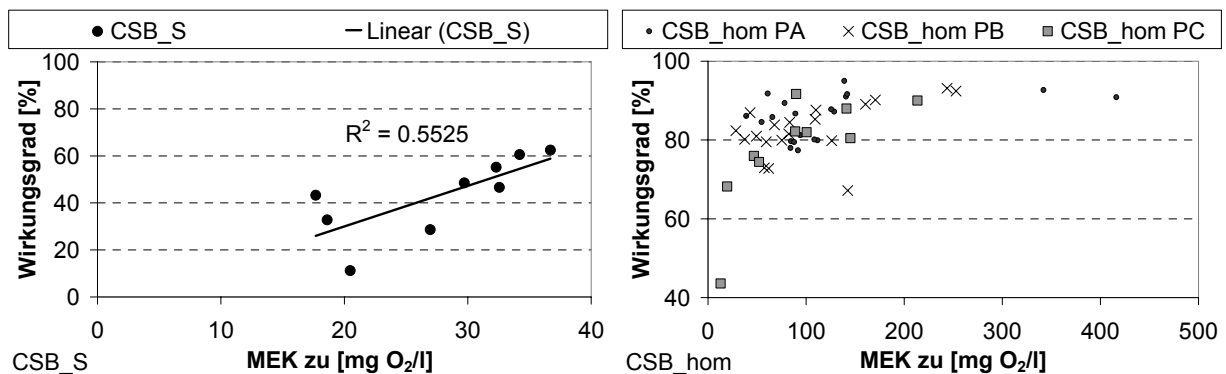


Abbildung 4-11: Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über MEK zu OE

Die Aufschlüsselung der Frachteinträge hinsichtlich der zugehörigen Konzentrationen zeigt für den CSB_S eine schwache Abhängigkeit – mit wachsender Beladung steigt der Wirkungsgrad. Dies lässt die Vermutung zu, dass der erhöhte relative Eintrag vornehmlich auf biologisch abbaubaren Anteilen beruht. Einen Beleg dafür, z. B. durch BSB₅-Bestimmungen, kann der gegebenen Datengrundlage nicht entnommen werden.

Die Reinigungswirkung bezüglich CSB_hom weist einen eindeutigen Zusammenhang mit der MEK im Zulauf auf. Die Ursache liegt vornehmlich in der Korrelation zwischen steigender

Konzentration und wachsendem CSB_X Anteil. Die beobachteten Zusammenhänge bezüglich des CSB_S liefern einen zusätzlichen, jedoch geringeren Beitrag. Das Ereignis mit dem schwächsten Wirkungsgrad besitzt die niedrigste MEK. In Zusammenhang mit einer Stapelhöhe von 1,64 m und einem unmittelbar vorhergehenden Hochlastereignis (h_{FA} 1,4 m, Beschickungspause 2,3 d) kann hier von einem vornehmlich gelösten auftretenden CSB ausgegangen werden.

Die Frachteinträge können neben den MEK auch in die hydraulischen Belastungen differenziert werden. So zeigt Abbildung 4-12 Wirkungsgrade in Abhängigkeit zur Stapelhöhe. Bei der Auswertung sollten Extremwerte gesondert betrachtet werden, da große eingetragene Volumina eine lange Betriebsphase zur Folge haben und damit das Risiko einer Filterüberlastung ansteigt.

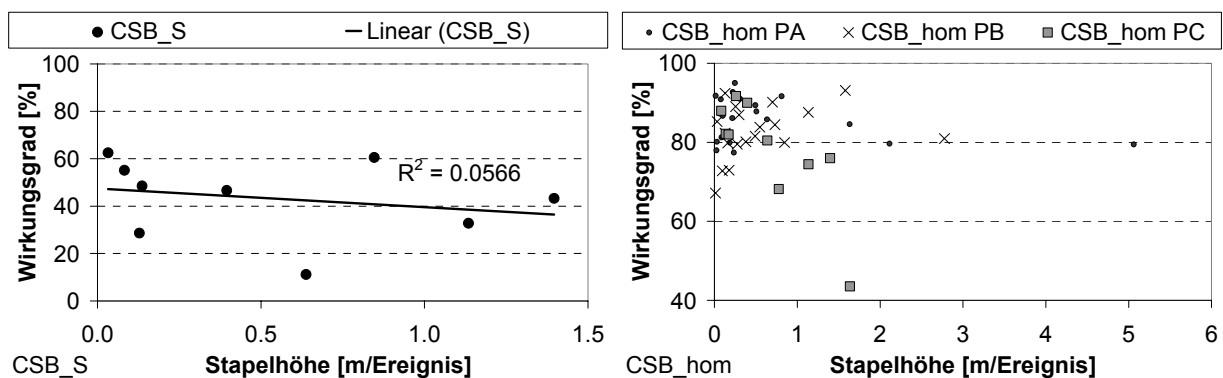


Abbildung 4-12: Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über Stapelhöhe OE

Der Vergleich von Stapelhöhen und Wirkungsgraden für CSB_S weist keine eindeutigen Zusammenhänge auf. Dem innerhalb der eingeschränkten Betrachtung vorliegenden hydraulischen Maximalwert kann eine durchschnittliche Reinigungsleistung zugeordnet werden. Ein beginnender Durchbruch ist daraus nicht abzuleiten. Die Auswertung der Datengrundlage des CSB_hom weist vor diesem Hintergrund und im Zusammenhang mit der überlagernden CSB_X-Filtration ebenfalls keine Signifikanz auf. Bei geringen hydraulischen Belastungen besteht jedoch die Möglichkeit, dass nicht abbaubare Stoffwechselprodukte aus dem Filterkörper ausgetragen. Infolge der geringen Verdünnung führt dies zu einem erkennbaren Anstieg der MEK im Ablauf und dadurch zu einem verringerten berechneten Wirkungsgrad (Dittmer, 2006).

Einflussfaktor Trockenphasendauer

Als Einflussfaktor auf die Leistungsfähigkeit eines RBF kann auch die Dauer der jeweils vorausgehenden Trockenphase angesehen werden. Die Wirkung auf die CSB-Fraktionierung im Zulauf wurde bereits diskutiert (Abbildung 4-6). Innerhalb des Filterkörpers sollten vor allem besonders kurze und lange Pausen zwischen den Betriebsphasen bezüglich ihres Einflusses auf den CSB_S-Rückhalt betrachtet werden. Eine enge Folge von Beschickungen kann einerseits in einer mangelnden Wiederbelüftung resultieren, andererseits benötigen auch die (in ihrer Bedeutung unbekannten) Sorptionskapazitäten Regenerationszeiten. Bei ausgedehnten

Trockenperioden erscheint es möglich, dass sich die Biozönose innerhalb des Filters auf das mangelnde Nährstoffdargebot einstellt und somit an Leistungsfähigkeit gegenüber akuten Belastungen verliert.

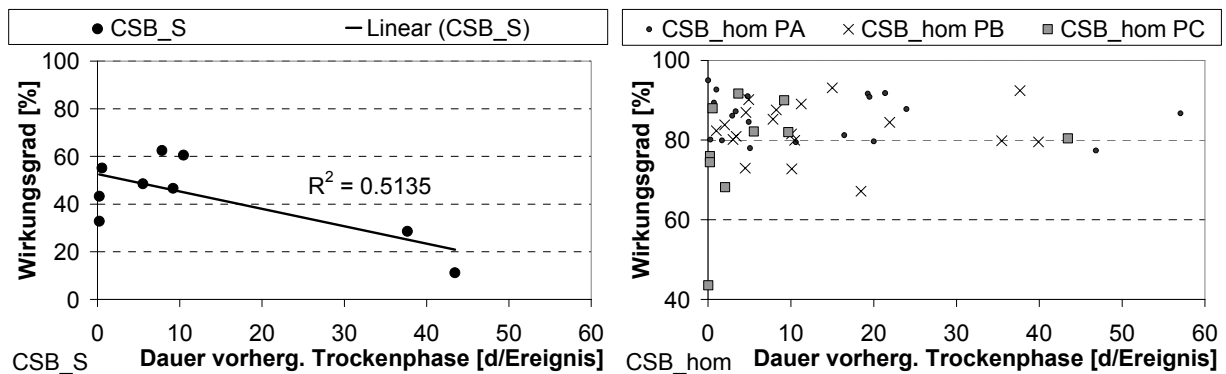


Abbildung 4-13: Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über Trockenphasendauer OE

Der dargelegte Zusammenhang wird durch die Gegenüberstellung in Abbildung 4-13 teilweise belegt. Während kurze Regenerationsleistungen nicht zwangsläufig in geringen Wirkungsgraden resultieren, so wird die Ursache für die beiden geringsten Abbauleistungen in der ausgehenden Trockenphase gesehen. Da der Trockenphasendauer kaum Auswirkungen auf den mechanischen Prozess der Filtration beigemessen werden, liefert die Betrachtung der Abhängigkeit bezüglich CSB_hom keine ausgeprägten Zusammenhänge.

Einflussfaktor Temperatur

Der Einfluss der Temperatur auf biologische Umsatzprozesse und auf Sorptionsvorgänge gilt als erwiesen. Als repräsentativer Wert für die Bedingungen im Filterkörper wurde in Kap. 4.1.2 die Ablauftemperatur ausgemacht. Zur Ermittlung der Bedeutung des Einflussfaktors wurde diese den Wirkungsgraden gegenübergestellt. Abbildung 4-14 beinhaltet für beide betrachteten Größen eine Wiedergabe der gleitenden Mittel über 3 Ereignisse, um mittelfristige Zusammenhänge zu erfassen.

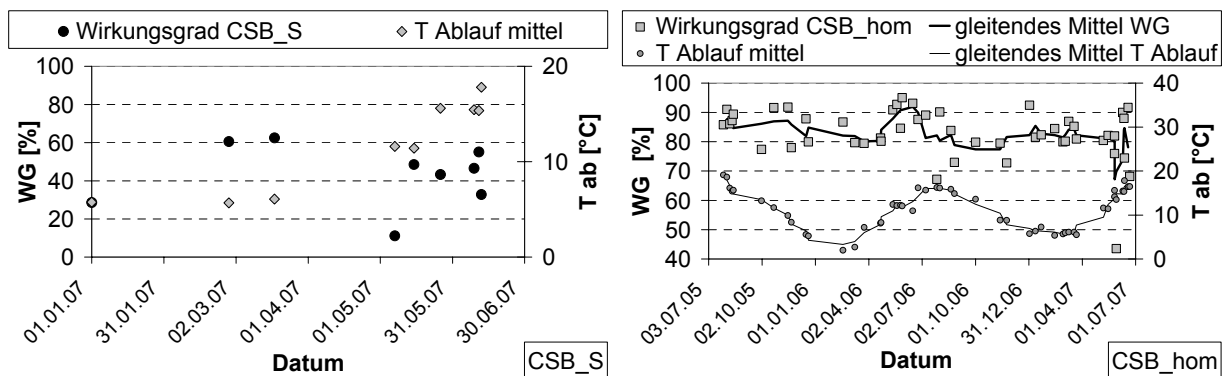


Abbildung 4-14: Temperaturen und Wirkungsgrade CSB_S und CSB_hom über Datum OE

Der Betrachtungszeitraum der fraktioniert bestimmten Ereignisse umfasst ein halbes Jahr. Darin ist ein Anstieg der Ablauftemperaturen bis zum Sommerbeginn erkennbar. Die Gegenüberstellung der Wirkungsgrade des CSB_S weist dazu keine Korrelationen auf. Daraus kann geschlossen werden, dass andere Einflussfaktoren überwiegen. Eine weitere mögliche Ursache liefern mit Temperaturanstieg intensivierte Mineralisierungsprozesse während der Trockenphase, infolgedessen unvollständig abgebaute CSB-Verbindungen im nächsten Ereignis ausgetragen werden. Durch diesen nicht ereignisbezogenen Zusammenhang würde der berechnete Wirkungsgrad abgemindert, nicht jedoch die tatsächliche Filterleistung.

Die Wiedergabe der Ablauftemperaturen über die gesamte Kampagne belegt einen eindeutigen jahreszeitlichen Zusammenhang. Die Gegenüberstellung der CSB_hom-Wirkungsgrade folgt dem Verlauf im Jahr 2006 in schwacher Form, in 2007 hingegen nicht mehr. Werden jedoch besonders geringe Wirkungsgrade ($< 80\%$) auf geringe MEK im Zulauf, geringe Stapelhöhen oder die Trockenphasendauer zurückgeführt, so zeigt sich in der reduzierten Datengrundlage ein schwach korrelierender Trend (nicht dargestellt).

4.1.3.4 Zusammenfassung CSB

Die Auswertungen der CSB-Messungen beruhen auf einer ergiebigen Datengrundlage mit hoher Varianz der hydraulischen und stofflichen Belastungen und ihrer Abfolge. Die Beschickungen des RBF OE werden – vermutlich im Zusammenhang mit der verkleinerten Vorstufe – von partikulären Verbindungen ungewöhnlich stark dominiert. Gelöste Anteile treten in deutlich geringeren und relativ konstanten Konzentrationen auf. Die CSB_hom-Frachteinträge werden weitgehend durch die Beschickungsvolumina bestimmt.

Der RBF OE besitzt bezüglich CSB_hom eine hohe Leistungsfähigkeit. Diese beruht vornehmlich auf dem CSB_X-Rückhalt durch Filtration. Die CSB_S-Wirkungsgrade zeigen Schwankungen, deren Einflussfaktoren gesucht wurden. Unsicherheiten bestanden dabei stets durch den unbekannten Anteil und Ursprung unvollständig abgebauter oder nicht biologisch abbaubarer Verbindungen.

Die moderate Anhebung der Drosselabflussspende in der mittleren Phase der Messkampagne zeigte keine eindeutigen Auswirkungen auf die Reinigungsleistung. Die Aufschlüsselung der eingetragenen Frachten nach MEK und h_{FA} belegt eine Konzentrationsabhängigkeit, denn eine erhöhte Zulaufkonzentration führt tendenziell zu einer verbesserten Reinigungsleistung. Daraus wird abgeleitet, dass sich mit erhöhten Zulaufkonzentrationen deutlichere Abgrenzungen von Hintergrundkonzentrationen ergeben. Die Dauer der einem Ereignis vorangegangenen Trockenperiode wirkt sich in beiden Richtungen negativ aus. Bei kurzen Phasen besteht die Gefahr einer unvollständigen Regeneration des Filterkörpers, lange Phasen vermindern hingegen die Leistungsfähigkeit gegenüber akuten Belastungen. Der abschließend betrachtete Einfluss der Temperatur erbrachte – entgegen den Erwartungen – keine ausgeprägten Zusammenhänge mit der Reinigungsleistung. Die dem jahreszeitlichen Verlauf folgenden Ablauftemperaturen weisen – unter vereinfachtem Ausschluss anderer Faktoren – lediglich einen schwachen Zusammenhang mit dem CSB_hom Rückhalt auf.

Die hier dargelegten Erkenntnisse werden in Kap. 4.3 mit vergleichbaren Auswertungen der Daten des RBF EH verglichen und in Kap. A2.6 in die Diskussion der Modellbildung eingebracht. In Kap. 7.3.2 werden die erkannten Einflussfaktoren in Simulationsstudien überlagert, um weiteren Aufschluss ihrer Bedeutung zu erhalten.

4.1.4 Stickstofffraktionen

Für die anorganischen Stickstofffraktionen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ liegen für jeweils 48 Ereignisse gemessene Zu- und Ablaufganglinien vor, bei 47 Ereignissen wurden beide Parameter bestimmt (vgl. Kap. 3.1.1.3). Messungen von organischen Stickstoffanteilen liegen nicht vor. Im Folgenden werden die einzelnen Parameter zunächst im Zulauf bilanziert und bewertet. Im Anschluss werden die Ablaufmessungen interpretiert und Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistungen gesucht.

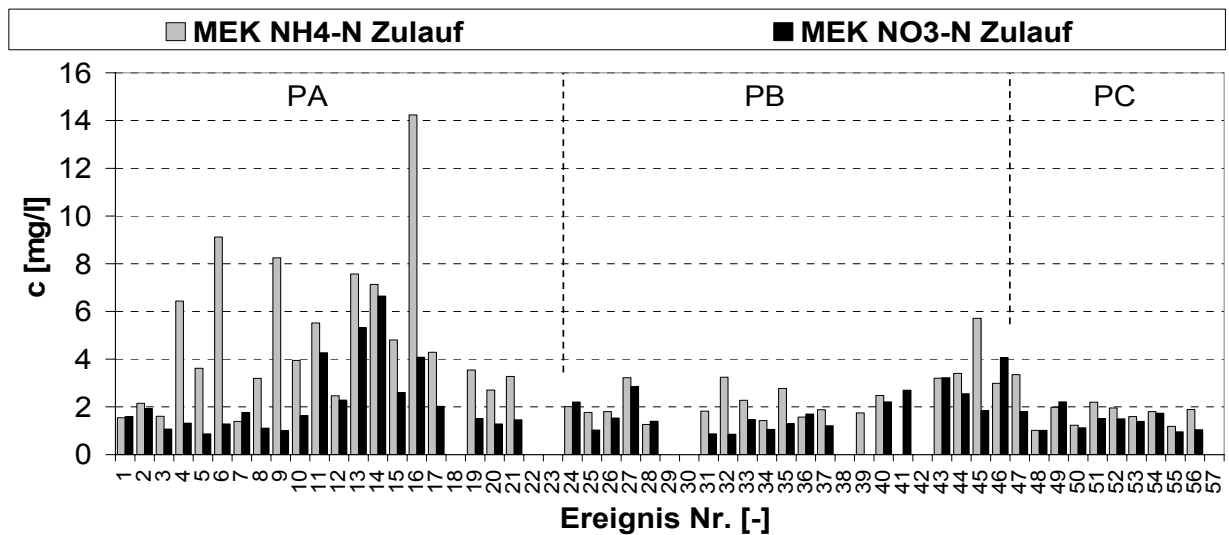


Abbildung 4-15: Übersicht MEK $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Zulauf OE

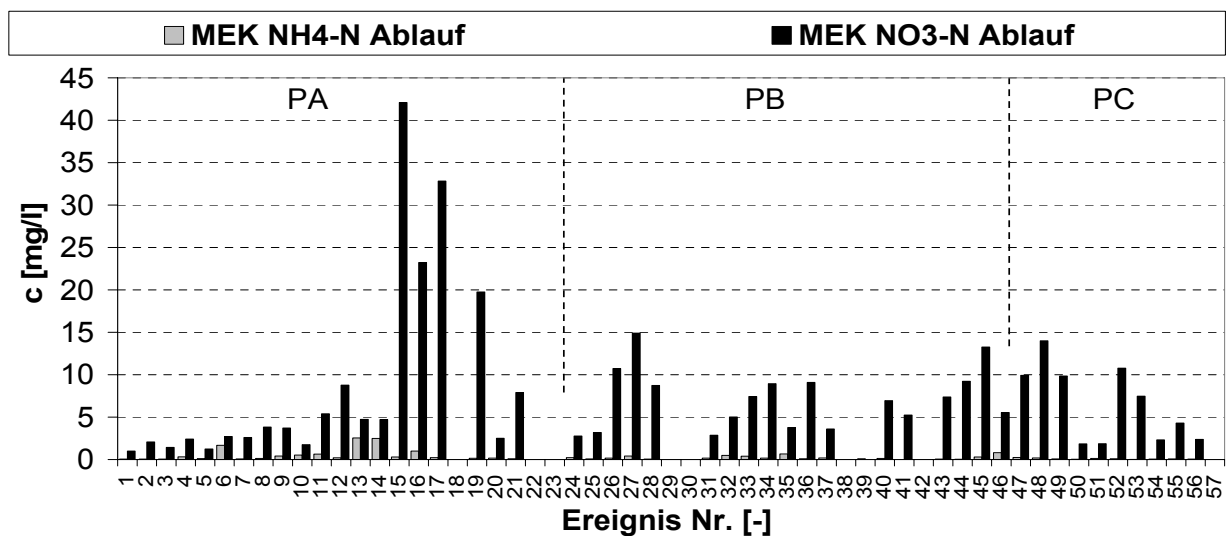


Abbildung 4-16: Übersicht MEK $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Ablauf OE

Abbildung 4-15 und Abbildung 4-16 geben zusätzlich zur Auflistung im Anhang 1 (Tabelle A 6) einen Überblick über die MEK (Gleichung 3-3) der Ereignisse. In der folgenden Bilanzierung werden die dargestellten MEK mit den entsprechenden Volumina zu Frachtbestimmungen verknüpft und Unterschiede der Messphasen herausgestellt. Im Anschluss werden der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt beurteilt und Einflussfaktoren gesucht. Die abschließende $\text{NO}_3\text{-N}$ -Bilanzierung dient der Ermittlung von Zusammenhängen zwischen den Einzelereignissen.

4.1.4.1 Zulaufbilanzierung

In Abbildung A 13 bis Abbildung A 15 (Anhang 1) werden die aus den detailliert erhobenen Volumen- und Konzentrationsdaten berechneten Zulauffrachten und MEK für die unterschiedlichen Phasen der Drosseleinstellung dargestellt. Die angegebenen Frachten stehen im Verhältnis zur Filteroberfläche. Sind in den Darstellungen die Verbindungslinien zwischen den Datenpunkten unterbrochen, so deutet dies auf eine fehlende Messung hin.

Die Zulauf-MEK weisen in PA eine hohe Bandbreite innerhalb des für Mischwasserentlastungen üblichen Konzentrationsbereiches auf (1,5 bis 8 mg/l nach Welker, 2004 / 6,3 mg/l Median nach Uhl, Kasting, 2002). Einer einmaligen Ausnahme im April 2006 wird aufgrund einer sehr geringen zugehörigen Stapelhöhe von nur 0,03 m keine systematische Bedeutung zugemessen. In PB und PC treten deutlich verringerte MEK auf.

Die ermittelten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulauffrachten zeigen in PA geringe Filterbelastungen von weit weniger als 5 g/m². Ausnahmen stellen 2 Ereignisse im März 2006 dar, bei denen Stapelhöhen von 2,1 bzw. 5,1 m auftraten sowie ein Ereignis im folgenden Mai ($h_{\text{FA}} = 1,6$ m). Als Ursache dieser erhöhten stofflichen Belastungen kann daher das überdurchschnittliche Beschickungsvolumen angesehen werden. Der aufgetretene Maximalwert kann als Extrembelastung eingeschätzt werden, da er selbst die Höchstbelastung des RBF EH (Abbildung 4-34) übersteigt. Die insgesamt dennoch geringe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtbelastung des RBF OE setzt sich in PB und PC verstärkt fort. Ein Vergleich von arithmetisch gemittelten Werten findet sich in der folgenden Tabelle:

Tabelle 4-2: Gemittelte Zulauffrachten und MEK $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in OE

Phase	c $\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	c $\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l]	B $\text{NH}_4\text{-N}$ [g/m ²]	B $\text{NO}_3\text{-N}$ [g/m ²]
A [0,01 l/(s*m ²)]	4,84	2,25	3,51	2,70
B [0,02 l/(s*m ²)]	2,48	1,89	1,28	1,41
C [0,01 l/(s*m ²)]	1,82	1,73	1,26	0,94
gesamt	3,32	1,95	2,20	1,85

Im Vergleich der Konzentrationen ist zu erkennen, dass auch für $\text{NO}_3\text{-N}$ über die Drosselphasen hinweg eine sich abschwächende durchschnittliche Belastung auftritt. Die flächenbezogenen Frachten bestätigen das Absinken über den Gesamtzeitraum hinweg, wobei die Unterschiede zwischen PA und den folgenden ausgeprägter sind. Der in PB gegenüber der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht überwiegende Wert bezüglich des $\text{NO}_3\text{-N}$ ist auf die sich in ihren Lücken unterscheidende Datengrundlage zurückzuführen (vgl. Abbildung 4-15).

Die in der Folgezeit von PA verringerte Beladung ist auch im Vergleich der jährlichen Frachten erkennbar. In der Zeit von Juli 2005 bis Juli 2006 wurde der RBF OE mit rund 96,7 kg NH₄-N belastet, was einer flächenspezifischen Fracht von rund 75,9 g/(m²*a) entspricht – im Folgejahr sank der Eintrag auf 38,2 kg bzw. 30,0 g/(m²*a). Letzterer wird allein in Ereignis 14 (25.03.2006) übertroffen! Der Median aller Ereignisse liegt bei 1,0 kg bzw. 0,8 g/m², der RBF OE wurde somit relativ schwach belastet.

4.1.4.2 NH₄-N-Rückhalt

Die Gesamtbilanz der Reinigungsleistung bezüglich NH₄-N ist in Tabelle 4-3 dargestellt. Dabei wird in Spalte „beprobt“ angegeben, welcher Anteil des gesamten Zulaufvolumens stofflich beprobt wurde. Minderungen entstanden nur durch fehlende Ereignisse. Der Frachtrückhalt ergibt sich als Differenz aus Ein- und Austrag, der Wirkungsgrad wurde als Quotient von Rückhalt und Eintrag ermittelt (Gleichung 3-4).

Tabelle 4-3: Zusammenfassung der Stoffströme für NH₄-N in OE

Phase	beprobt [%]	Eintrag [g/m ²]	Austrag [g/m ²]	Rückhalt [g/m ²]	Wirkungsgrad [%]
A [0,01 l/(s*m ²)]	96	70,2	19,4	50,8	72
B [0,02 l/(s*m ²)]	75	23,0	3,5	19,5	85
C [0,01 l/(s*m ²)]	97	12,6	0,7	12	95
gesamt	88	105,8	23,6	82,2	78

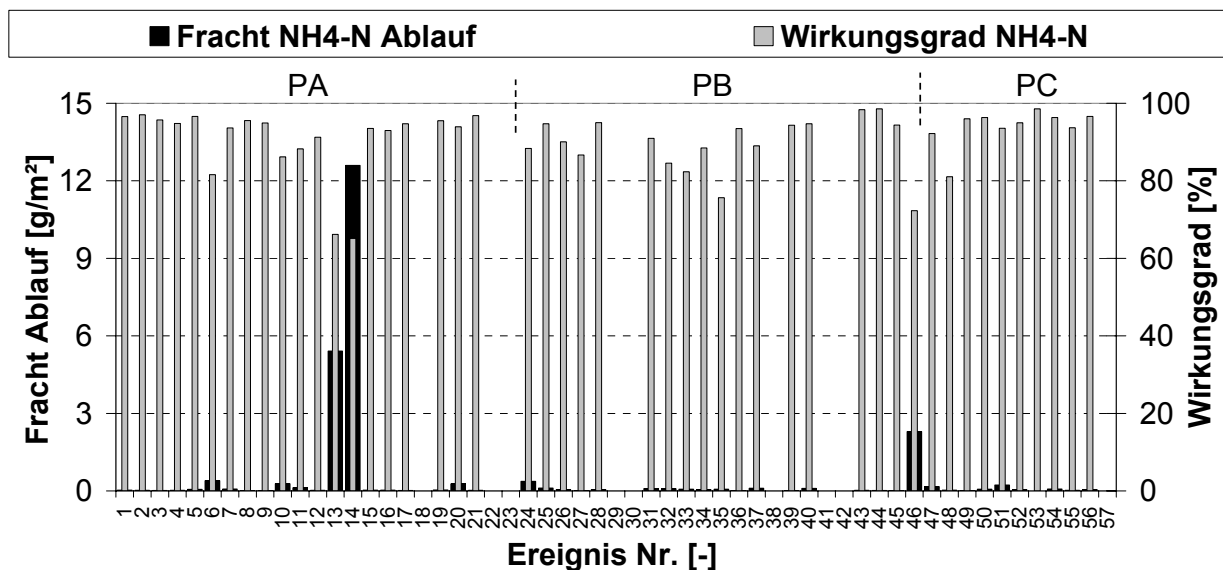


Abbildung 4-17: Übersicht Frachtausträge und Wirkungsgrade NH₄-N in OE

Wie bereits im vorhergehenden Kapitel dargestellt wurde, zeigt sich in PA ein erhöhter Frachteintrag. Dem gegenüber steht auch ein bedeutend höherer Austrag, der jedoch auf 2 Extremereignisse (Nr. 13 und 14) zurückzuführen ist (vgl. Abbildung 4-17). Bei Stapelhöhen von 2,1 bzw. 5,1 m traten Wirkungsgrade von 66 bzw. 65 % auf, was in Summe zu einem

Frachtaustrag von $18,0 \text{ g/m}^2$ führte. Der Wirkungsgrad in PA wird dadurch stark gemindert. Auch PB wird durch ein Einzelereignis (Nr. 46) überlagert (zu $8,3 \text{ g/m}^2$, ab $2,3 \text{ g/m}^2$).

Da im Hinblick auf Simulationsstudien die Nachbildung von Überlastungszuständen besonders interessiert, sollten vor allem die Ganglinien mit bedeutendem Frachtaustrag interpretiert werden. Die 3 genannten Beschickungen werden daher in ihrem zeitlichen Verlauf dargestellt:

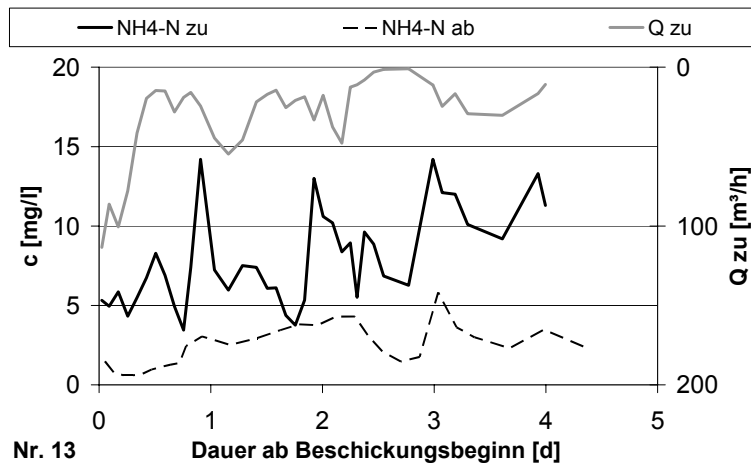


Abbildung 4-18: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien Ereignis Nr. 13 OE

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufganglinie zeigt in Ereignis 13 bis zu einer Dauer von rund 2,5 d einen stetigen Anstieg. Dieser Verlauf wird als beginnender Konzentrationsdurchbruch interpretiert, welcher auf der Erschöpfung der Sorptionskapazitäten beruht. Mit weiter steigender Ereignisdauer ändert sich das Verhalten. Die Ablaufkonzentrationen scheinen mit denen im Zulauf zu korrelieren. Dies kann mit den Vorstellungen eines Sorptionsmodells nicht übereingebracht werden. Möglicherweise beruht der Zusammenhang auf Nitrifikation während der Einstauphase. Die hydraulische Zulaufganglinie gibt Hinweise auf eine zwischenzeitliche Wiederbelüftung (max. Q_{ab} rund $50 \text{ m}^3/\text{h}$).

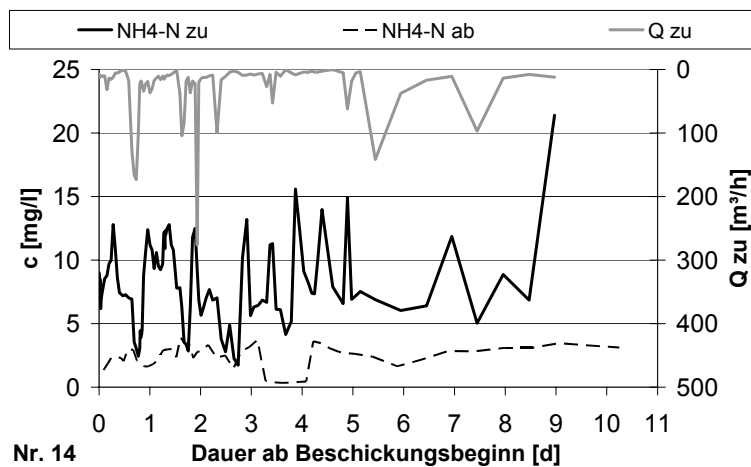


Abbildung 4-19: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien Ereignis Nr. 14 OE

Ereignis 14 weist eine Serie von Teilbeschickungen auf, die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentrationen schwanken in einem vergleichbaren Bereich. Die Ablaufganglinie zeigt einen spontanen Anstieg auf 2 bis 3 mg/l. Der weitere Verlauf bleibt relativ konstant in diesem Bereich. Da das Verhalten als Fortsetzung von Ereignis 13 interpretiert werden kann, sind Randbedingungen der Trockenphase zu beurteilen. Mit einer Dauer von 10,6 d wird sie als lange genug erachtet, um die Sorptionskapazitäten zu regenerieren. Die Temperaturmessungen liefern Hinweise auf verlangsamte Umsatzgeschwindigkeiten. Als Besonderheit sollte jedoch die hydraulische Belastung angesehen werden. Die ungewöhnliche Stapelhöhe resultiert weniger aus einer Folge von Beschickungsschwallen, als vielmehr aus einem kontinuierlichen geringen Zulauf unterhalb des maximalen Drosselablaufes. Vor diesem Hintergrund kann vermutet werden, dass nur ein geringer Teil der Filterfläche belastet wurde. Ein unter teilgesättigten Betriebsbedingungen zur Nitrifikation ausreichendes Sauerstoffdargebot liefert eine mögliche Erklärung des außergewöhnlich hohen – und auf die Gesamtfläche bezogenen – Frachtrückhaltes von $23,5 \text{ g/m}^2$.

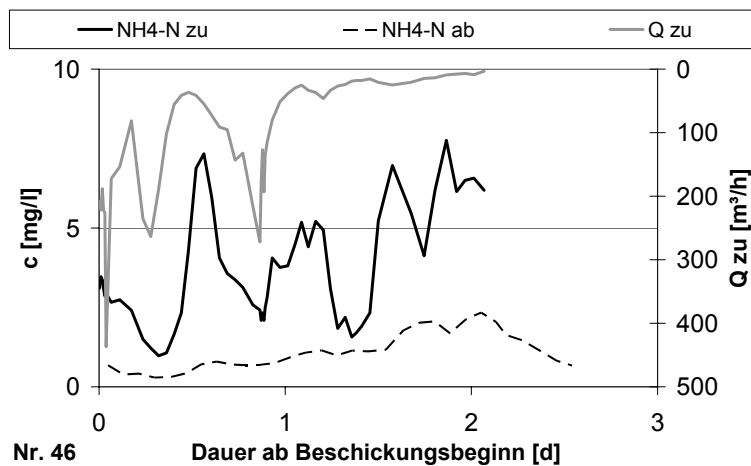


Abbildung 4-20: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien Ereignis Nr. 46 OE

Der Konzentrationsverlauf in Ereignis 46 ist Ereignis 13 sehr ähnlich, der stetige Anstieg im Ablauf wird durch die Filterdrainage abgebrochen. Bei verringertem Konzentrationsbereich und abweichender Drosselstellung kann der hier aufgetretene teilweise Durchbruch aufgrund der intensiven hydraulischen Beaufschlagung als Indiz von Belastungsgrenzen des gesamten Filterkörpers angesehen werden. Eine Bestimmung maximaler Sorptionskapazitäten erscheint jedoch nicht möglich, da ein Abschluss dieses Prozesses aus dem kontinuierlichen Konzentrationsanstieg nicht eindeutig abgeleitet werden kann. Der Frachtrückhalt beträgt 6 g/m^2 .

Neben den gezeigten Extrembeispielen liefern weitere Beschickungen (schwache) Hinweise auf einen unvollständigen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt. In der folgenden Abbildung sind die Frachtrückhalte und Wirkungsgrade aller Einzelereignisse den infiltrierten Frachten gegenübergestellt. Um eine genauere Betrachtung der Datenhäufung zu ermöglichen, wurde ein Auszug ohne die Ereignisse 13, 14 und 46 vorgenommen (rechts). Die Darstellung der Wirkungsgrade ist dort überhöht.

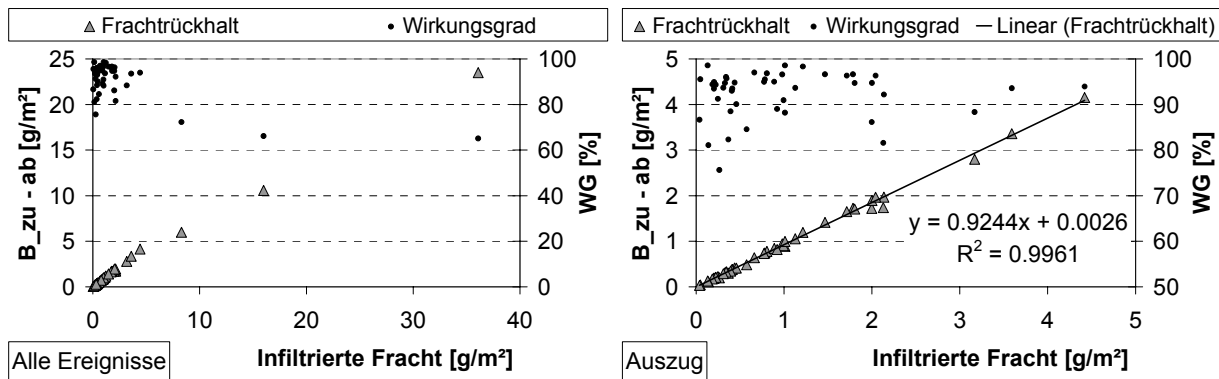


Abbildung 4-21: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade $\text{NH}_4\text{-N}$ OE

Der Vergleich aller Frachtrückhalte mit den infiltrierten Frachten zeigt die deutlichen Abweichungen der 3 bereits genannten. Für die übrigen Beschickungen belegt der Datenauszug einen linearen Zusammenhang. Frachten von bis zu 4 g/m^2 werden weitgehend zurückgehalten. Eine differenziertere Betrachtung erlauben die Wirkungsgrade. Sie belegen eine weitgehend hohe Reinigungsleistung. Die Ausnahmen mit relativen Rückhalten unter 90 % werden im Folgenden dazu verwendet, wirkende Einflüsse zu indizieren.

4.1.4.3 Ermittlung von Einflussfaktoren auf den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt

Anhand der vorliegenden breiten Datengrundlage können Zusammenhänge zwischen der berechneten Filterleistung und den dabei wirkenden Randbedingungen abgeleitet werden. Nach vorliegendem Kenntnisstand gelten die Drosseleinstellung, die MEK im Zulauf, die Stapelhöhe, die Dauer der vorhergehenden Trockenphase sowie die Ablauftemperatur für die Einzelereignisse als mögliche Einflussgrößen auf die Wirkungsgrade. Die 3 im vorhergehenden Kapitel ausgeführten Extrembelastungen werden bei der Interpretation ausgegrenzt.

Einflussfaktor Drosseleinstellung

Die Drosseleinstellung bestimmt während der betrieblichen Sättigung des Filterkörpers die hydraulische Aufenthaltszeit. Daraus ergibt sich zum einen die Kontaktzeit eines Sorptivs zum Sorbenten, zum anderen die von Nährstoffen zu Mikroorganismen.

Der Vergleich der Phasen A bis C belegt Unterschiede (Abbildung 4-22). In PA und PC treten nur in Ausnahmefällen Wirkungsgrade unterhalb 90 % auf. In PB erhöht sich die relative Zahl der Ereignisse mit schwächerem Rückhalt deutlich, was auf die auf $0,02 \text{ l / (s} \cdot \text{m}^2)$ erhöhte Drosselabflussspende zurückgeführt wird. Da dieser Zusammenhang als wesentlich erachtet wird, sind auch die Darstellungen der weiteren möglichen Einflussfaktoren nach den Phasen unterschieden.

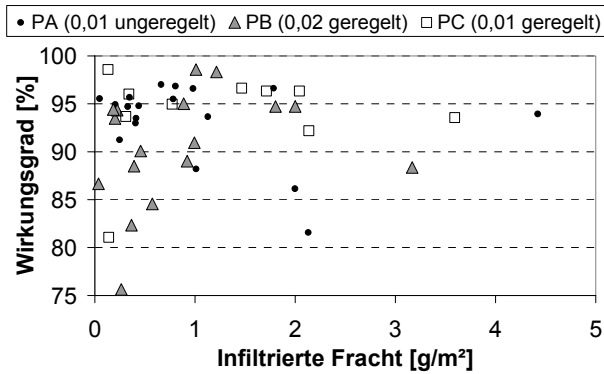


Abbildung 4-22: Wirkungsgrade $\text{NH}_4\text{-N}$ unter abweichenden Drosseleinstellungen OE

Einflussfaktor MEK im Zulauf und Stapelhöhe

Die Frachtbelastung eines Ereignisses resultiert aus den Beschickungsvolumina und den zugehörigen Konzentrationen. Nach der Modellvorstellung von Sorptionsisothermen (vgl. Kap. 2.4.3.2) führen – bei gleicher Frachtbelastung – hohe Beschickungsvolumina mit geringen Konzentrationen zu Durchbrüchen, während bei geringen Volumina mit hohen Konzentrationen ein hoher Frachtrückhalt zu erwarten ist. Eine Aufschlüsselung kann daher dazu dienen, dieses Modell zu überprüfen.

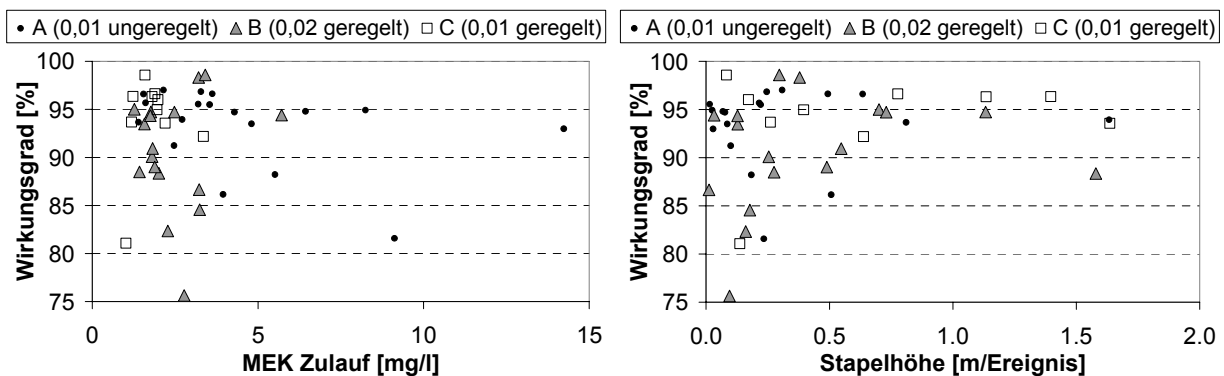


Abbildung 4-23: Wirkungsgrade $\text{NH}_4\text{-N}$ in Abhängigkeit zu MEK Zulauf und Stapelhöhe OE

Ein Quervergleich zwischen MEK im Zulauf (links) und Stapelhöhen (rechts) erbringt keinen eindeutigen Zusammenhang. Zwar treten bei den meisten schwächeren Wirkungsgraden bei Ereignissen mit geringen MEK auf, jedoch kann dies nicht auf beginnende Durchbrüche zurückgeführt werden, da eine Häufung bei großen Stapelhöhen fehlt. Somit werden beide Bezugsgrößen nicht als maßgeblich erachtet.

Einflussfaktor Trockenphasendauer

Die hohe Sorptionsfähigkeit von RBF bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ – auch nach beschickungsfreien Zeiten von bis zu einem Jahr – gilt für andere Anlagen als gesichert (vgl. Kap. 2.5.2). Eine starke Wirkung dieser Randbedingung sollte daher für den RBF OE nicht zu erwarten sein.

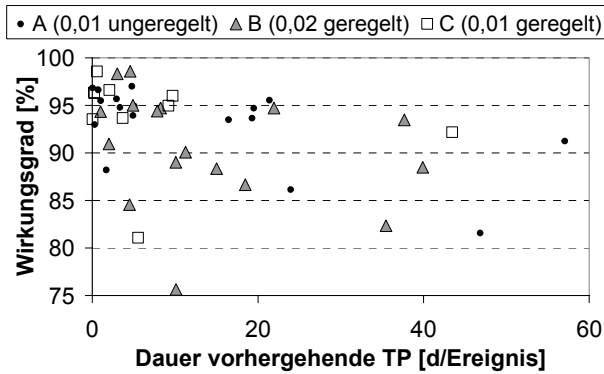


Abbildung 4-24: Wirkungsgrade $\text{NH}_4\text{-N}$ über Dauer der vorhergehenden Trockenphase OE

Die als schwächer eingestuften Wirkungsgrade $< 90\%$ finden sich weit gestreut über die Trockenphasendauer. Die relative Häufung nimmt jedoch mit wachsender Beschickungspause zu. Gleichzeitig treten besonders hohe Wirkungsgrade $> 95\%$ nach mehr als 20 d nicht mehr auf. Dies wird insgesamt als Schwächung der Filterleistung angesehen.

Die Abnahme der Reinigungsleistung kann in einer Modellvorstellung mit getrenntem aktiven und passiven Biofilm begründet werden. Der aus Mikroorganismen bestehende aktive Biofilm nimmt mit zunehmender Trockenperiode ab, daher sinkt die Leistungsfähigkeit des Filters durch direkten Abbau. Der überwiegende Anteil der Sorption ist jedoch auf den passiven Biofilm zurückzuführen, welcher auch nach ausgedehnten Trockenphasen seine Eigenschaften behält.

Einflussfaktor Temperatur

Die Temperatur beeinflusst biologische Prozesse und Sorptionsvorgänge. Als repräsentativer Wert für die Bedingungen im Filterkörper wurde in Kap. 4.1.2 die Ablauftemperatur ausgemacht. Um mittelfristige Zusammenhänge zu erfassen, beinhaltet Abbildung 4-25 zu der Darstellung der Vergleichsgrößen im Jahresverlauf Angaben gleitender Mittel über 3 Ereignisse.

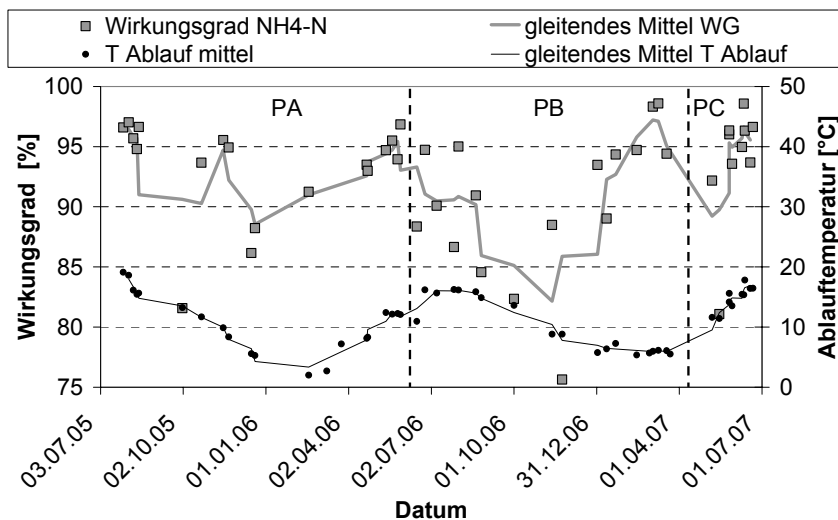


Abbildung 4-25: Wirkungsgrade $\text{NH}_4\text{-N}$ in Abhängigkeit Ablauftemperaturen OE

Die Temperaturen im Filterablauf folgen dem jahreszeitlichen Verlauf. Eine enge Korrelation geringer Wirkungsgrade für $\text{NH}_4\text{-N}$ ist nicht zu erkennen. Besonders hohe Rückhalte treten jedoch vermehrt in Verbindung mit hohen Temperaturen auf. Eine Modellvorstellung ist daraus kaum abzuleiten, da sich zwar mittelfristige Zusammenhänge, nicht aber Temperaturen von Einzelereignissen vorhersagen lassen.

4.1.4.4 Bilanzierung der Nitrifikation und Denitrifikation

Die Nitrifikation ist ein Hauptreinigungsprozess innerhalb des Filterkörpers eines RBF (Kap. 2.5.2). Anhand der ein- und ausgetragenen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten können Rückschlüsse auf den Umfang und auf den Zeitrahmen dieses Prozesses gezogen werden. Da auch eine Denitrifikation auf diese Bilanzierung einwirkt, sollten zunächst Randbedingungen der Prozessvorstellungen erörtert werden.

- Das infiltrierte $\text{NO}_3\text{-N}$ durchwandert den Filterkörper unbeeinflusst, sofern ein regulärer Betrieb unter aeroben Bedingungen stattfindet.
- Bei Einstauzeiten von mehreren Tagen kann es zu anoxischen Verhältnissen kommen, die einen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Abbau ermöglichen.
- Die eingetragenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten stellen infolge der Nitrifikation eine $\text{NO}_3\text{-N}$ -Quelle dar.
- Die Nitrifikation während der Betriebsphase wirkt sich unter aeroben Bedingungen im Ablauf des jeweiligen Ereignisses aus.
- Die Oxidation sorbierten $\text{NH}_4\text{-N}$ findet weitgehend in der Trockenphase statt. Das dabei entstehende $\text{NO}_3\text{-N}$ wird – bei ausreichender hydraulischer Belastung – im Folgeereignis ausgetragen.
- Eine weitere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Quelle liefern die filtrierte, partikuläre, organischen Frachten infolge einer Mineralisierung (Ammonifizierung) und Nitrifikation.

Um das Auftreten der Prozesse zu ermitteln, werden in Abbildung 4-26 die Frachtbilanzen aller Ereignisse gezeigt. Der Datenauszug ermöglicht Beurteilungen innerhalb der Häufung.

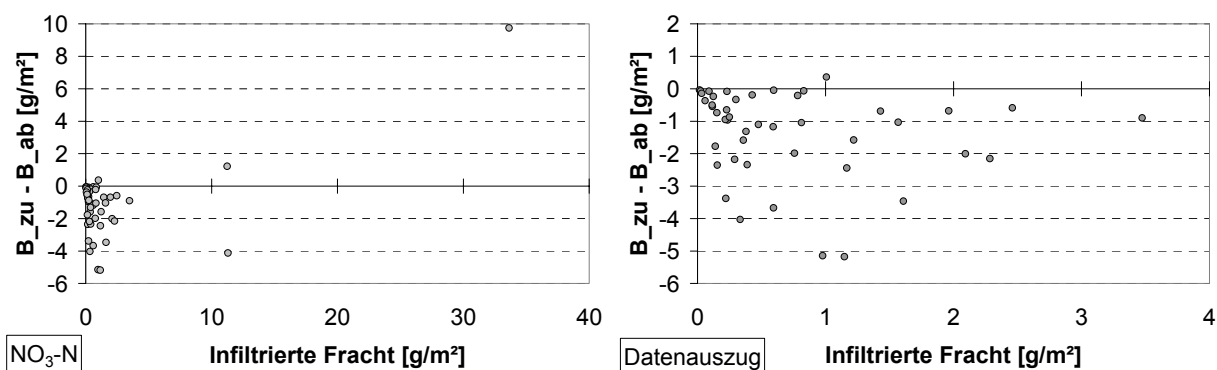


Abbildung 4-26: Ereignisbezogene Frachtbilanz $\text{NO}_3\text{-N}$ OE

Als Bestätigung der zusammengefassten Prozessvorstellung treten bei der theoretischen Ermittlung von Frachtrückhalten (Abbildung 4-26) überwiegend negative Werte auf. Je kleiner diese sind, desto [1] stärker sollte die Nitrifikation während der Betriebsphase sein, [2] höher sollte der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt im vorhergehenden Ereignis gewesen sein (mit ausreichender Zeit zur Nitrifikation), [3] mehr organische Verbindungen sollten in der vorigen Trockenphase mineralisiert worden sein, [4] weniger $\text{NO}_3\text{-N}$ sollte denitrifiziert worden sein. Große Werte indizieren einen gegenteiligen Zusammenhang.

Ein positiver Frachtrückhalt kann nur durch $\text{NO}_3\text{-N}$ -Abbau entstehen. Der Extremwert von $9,7 \text{ g/m}^2$ trat in Ereignis 14 im Zusammenhang mit einer Stapelhöhe von $5,1 \text{ m}$ auf. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinien im Zu- und Ablauf können auf die Prozessvorstellung hin überprüft werden.

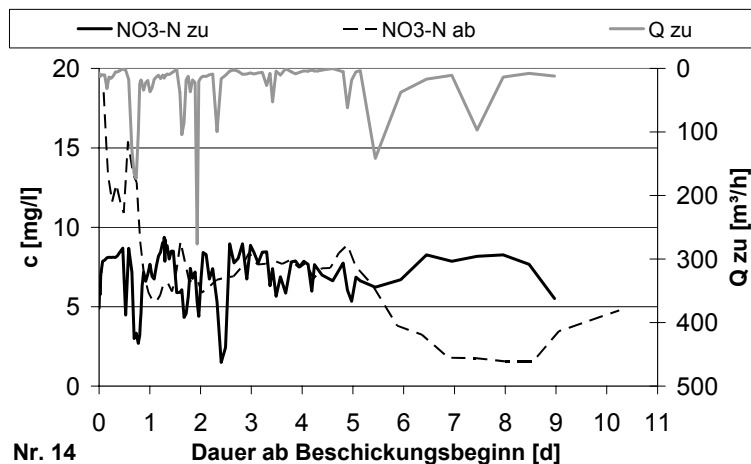


Abbildung 4-27: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ganglinien Ereignis Nr. 14 OE

Infolge des hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Eintrags während Ereignis 13 (Abbildung 4-18) werden zu Beginn des Ablaufes in Ereignis 14 die in der Trockenphase akkumulierte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten ausgespült (Abbildung 4-27). Auch die Nitrifikation des in Ereignis 14 eingebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$ kann zu der Konzentrationsspitze beitragen. Nach einer Dauer von rund 1 d korrelieren die Ablaufkonzentrationen mit denen des Zulaufes. Nach ca. 5 d sinken die Belastungen deutlich ab, dies deutet auf anoxische Zustände hin. Zu Ereignisende steigt die Ganglinie wieder an, was auf die Wiederbelüftung zu Beginn der Filterdrainage zurückgeführt werden kann.

Belegt dieses Verhalten die getroffenen Annahmen, so zeigt es sich im Zusammenhang mit der hydraulischen Belastung doch als auffällig. Bereits vor dem Hintergrund des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes (Abbildung 4-19) wurden herausgestellt, dass die Beschickungsvolumina für einen dauerhaften Einstau nicht ausreichen. Daher wurde eine kontinuierlich Beaufschlagung einer Teilfläche des RBF vermutet. Die Prozessvorstellungen für positive Frachtrückhalte gelten unter dieser Voraussetzung als bestätigt.

Zu einer weitergehenden Interpretation der Bilanzierungen müssen die vorherrschenden Randbedingungen bekannt sein. Da die gegebenen Messdaten dazu allein nicht ausreichen, wurden Simulationen als Hilfsmittel eingesetzt. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse sind in Kap. 7.3.3 zu finden.

4.1.4.5 Zusammenfassung Stickstofffraktionen

Die Auswertung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung des RBF OE belegt eine große Anzahl von Ereignissen mit geringen Frachteinträgen. Die MEK im Zulauf weisen dabei den üblichen Rahmen von Mischwasserentlastungen auf. Generell zeigt der Filter demgegenüber eine hohe Leistungsfähigkeit. Als mindernd wurde die zwischenzeitliche Erhöhung der Drosselabflussspende erkannt - infolge einer verringerten hydraulischen Aufenthaltszeit kann der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt negativ beeinträchtigt werden. Ein weiterer, jedoch weit schwächer wirkender Zusammenhang ergibt sich in Verbindung mit langen Trockenphasen.

Nur wenige Einzelereignisse zeigen einen deutlichen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtaustrag. Diese wurden gesondert betrachtet, um Überlastungszustände zu ermitteln. Die Ereignisse 13 und 14 weisen dabei ungewöhnliche Beschickungsverläufe auf, die teils ungesättigte hydraulische Betriebszustände vermuten lassen. Sie sind daher nur bedingt als repräsentative Beispiele geeignet. Ereignis 46 liefert eine Filterüberlastung, die die gegebene Prozessvorstellung nur teilweise abbildet. Zwar kann ein teilweiser Durchbruch beobachtet werden, eine Belastungsgrenze ist jedoch aufgrund einer dennoch hohen verbleibenden Leistungsfähigkeit nicht auszumachen.

Um Einflussfaktoren zu überlagern und Wirkungen von Teilprozessen aufzuschlüsseln, können dynamische Modellrechnungen angewendet werden. Die bisher gezogenen Bilanzen werden in der Entwicklungsbeschreibung des Modells RSF_Sim (Anhang, Kap. A2.7) diskutiert und in Kap. 7.3.3 zur Ermittlung von Eingangsdaten der Berechnungen verwendet. Als Hilfsgröße der Qualitätsprüfung werden die ausgetragenen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten herangezogen. Die Verteilung negativer Rückhalte indiziert ein breites Spektrum an Überlagerungen von Einflussfaktoren. In der Simulationsstudie erfolgen eine detaillierte Betrachtung der Zusammenhänge und eine direkte Überprüfung der getroffenen Annahmen.

4.2 RBF Saarbrücken-Ensheim

Die Auswertung des Messprogramms der RBF-Anlage Saarbrücken-Ensheim (EH) wurde durch Schmitt et al. (2005/2006) sowie durch Dittmer (2006) intensiv durchgeführt. Für die vorliegende Arbeit konnten die entsprechenden Daten durch Bereitstellung durch das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern genutzt werden. Aufgrund der geringeren Anzahl der untersuchten Ereignisse, der kürzeren Laufzeit des zweigeteilten Untersuchungszeitraumes und der spezifischen Fremdwasserproblematik (vgl. Kap. 3.1.2) wurden diesen Daten zunächst eine geringere statistische und den Normalbetrieb untypischer widerspiegelnde Aussagekraft beigemessen als den Messergebissen aus OE.

Da die in Kap. 4.4 bis 4.6 dargestellten vielfältigen zusätzlichen Laborversuche und Substratuntersuchungen inhaltlich in Verbindung mit dem RBF EH stehen, ist durch eine Gegenüberstellung der Messergebnisse der beiden RBF-Anlagen zu überprüfen, ob ein Quervergleich der Zusatzuntersuchungen mit dem RBF OE zulässig ist. Dazu werden hier zunächst aus EH separat betrachtet. In Kap. 4.3 erfolgt dann ein direkter Vergleich beider großtechnischer An-

lagen ergänzt durch Literaturangaben, welcher die Möglichkeit zur Vereinigung der Datensätze belegt.

Bezüglich des RBF EH liegen ebenso wie aus OE Ergebnisse der Volumenströme sowie der Konzentrationen von CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Zu- und Ablauf vor. Darüber hinaus erfolgte eine durchgehende Beprobung der gelösten CSB-Anteile, wodurch eine fraktionierte Betrachtung möglich wird. Eine kontinuierliche Messung der Wassertemperaturen wurde dagegen nicht vorgenommen. Innerhalb der Qualitätsmessungen traten Datenlücken auf. Die zur Überbrückung gewählten Methoden werden hier nicht ausgeführt, da sie in den angegebenen Quellen ausführlich dargelegt sind. Mögliche Unsicherheiten der Auswertung wurden hingegen berücksichtigt.

4.2.1 Hydraulische Messungen

Die erfassten Einzelereignisse weisen sehr unterschiedliche Belastungscharakteristika auf. Die Stapelhöhe in der 1. Messphase (P1, 2002) ist durch die Überdimensionierung der Vorstufe geprägt, in Phase 2 (P2, 2004) wurde eine Intensivierung der hydraulischen Belastung gezielt herbeigeführt (vgl. Kap. 3.1.2.2). Infolgedessen zeigen sich die in Abbildung 4-28 dargestellten Stapelhöhen sehr unterschiedlich, wobei der Filterdurchsatz als Differenz von Stapelhöhe und Filterüberlauf berechnet wurde (Dittmer, 2006).

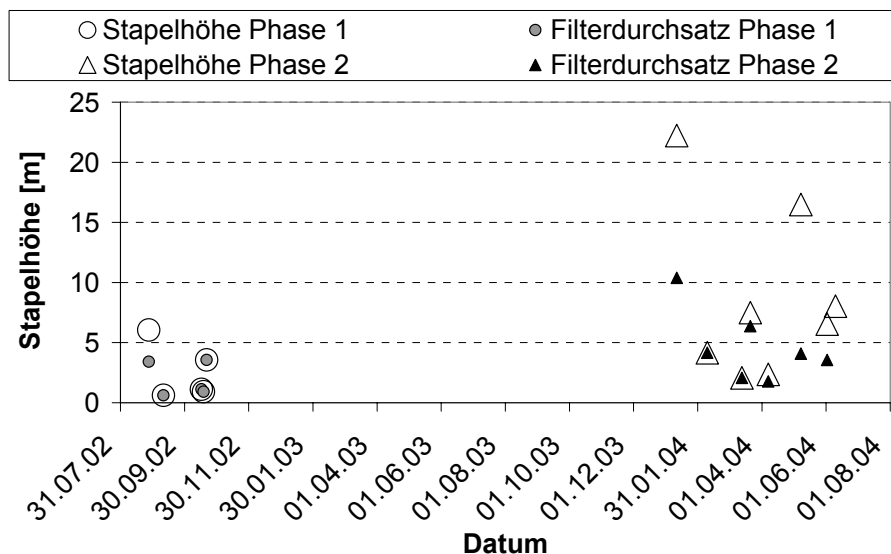


Abbildung 4-28: Stapelhöhen aller Ereignisse RBF Ensheim

Bei keinem Ereignis lag die verbliebene Flächenbelastung unter 0,5 m, das arithmetische Mittel liegt in P1 bei 1,7 m, in P2 bei 4,7 m. Diese Werte weisen eine weit überdurchschnittliche Beladung hin. Infolge teils mehrtägiger Beschickungen durch erhöhte Fremdwasserbelastung kommt es zu sehr großen Stapelhöhen der Einzelereignisse. Allein der Filterdurchsatz liegt in der knapp viermonatigen P2 mit 79 m über dem in DWA-M 178 (2005) empfohlenen Maximalwert von 60 m/a. Bei 6 Ereignissen (1 in P1, 5 in P2) kam es zu einer Erschöpfung des Retentionsraumes mit anschließendem Filterüberlauf.

4.2.2 CSB

In der hier aufgezeigten stark verkürzten Wiedergabe der Auswertung bezüglich CSB nach Dittmer (2006) werden zunächst die Entlastungen des RÜB betrachtet (Kap. 4.2.2.1). Im Anschluss erfolgt eine knappe Wiedergabe der bekannten Beurteilung der Reinigungsleistung (Kap. 4.2.2.2). Ergänzt wird diese durch Aspekte einer detaillierten Betrachtung mit der Suche nach Einflussfaktoren (Kap. 4.2.2.3) ähnlich der Auswertung bezüglich des RBF OE. In Kap. 4.2.2.4 erfolgt eine Zusammenfassung in Hinblick auf Modellbildung und Simulationsstudien, in Kap. 4.3.2 werden die Erkenntnisse der beiden betrachteten großtechnischen Anlagen gegenübergestellt.

4.2.2.1 Zulaufbilanzierung

Im Zusammenhang mit den Umstellungen der Betriebsbedingungen (Kap. 3.1.2.2) sind die abweichenden Filterbelastungen zu beurteilen. Dazu wurden sowohl die Entlastungsfrachten des RÜB als auch die MEK nach den in Kap. 3.2 aufgeführten Methoden ermittelt. Der Vergleich der im Anhang 1 (Abbildung A 16) dargestellten Frachten zeigt eine stark erhöhte Filterbelastung in der 2. Messphase (2004) als Ergebnis der veränderten Betriebsbedingungen. Das arithmetische Mittel der MEK sinkt dagegen von 104 auf 86 mg O₂/l. Eine Erklärung dieses Phänomens ergibt sich aus der nachfolgend abgebildeten Fraktionierung.

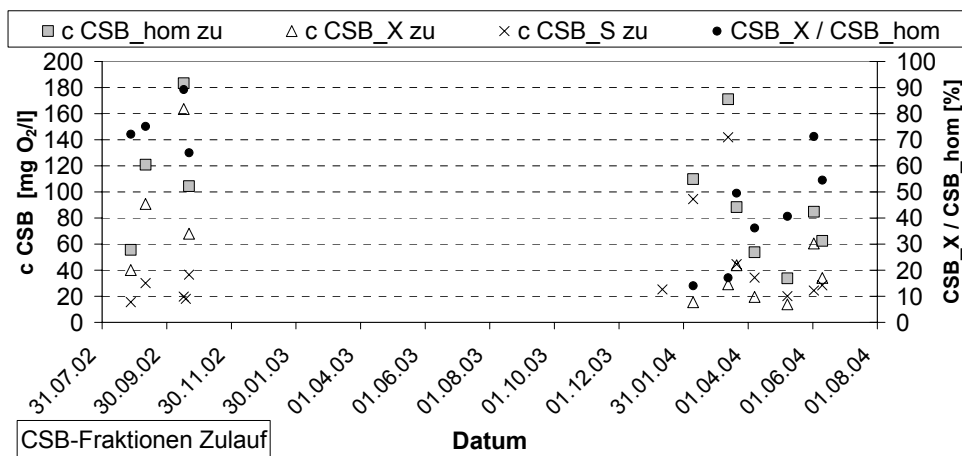


Abbildung 4-29: CSB-Fraktionierung im Zulauf EH

Die Unterscheidung der CSB-Zulaufkonzentration in gelöste und partikuläre Anteile (Abbildung 4-29) weist in P1 trotz der Durchmischung im vorgeschalteten RÜB einen hohen Feststoffanteil von rund 75 % auf, der die MEK bei relativ konstantem gelöstem Bedarf dominiert. Dittmer (2006) vermutet dazu Ablagerungen im Zulaufkanal als ursächlich.

Durch den erhöhten Fremdwasseranfall in Verbindung mit einem reduzierten Drosselabfluss kommt es in P2 am RÜB zu Entlastungen mit relativ niedrigem Abfluss. Die verbesserte Absatzwirkung führt zu relativ konstanten verbleibenden Restkonzentrationen an CSB_X, der partikuläre Anteil sinkt im arithmetischen Mittel auf 43 %. Mit verringerter hydraulischer Belastung steigt der Anteil des Schmutzwassers an der Mischwasserentlastung, was sich in teilwei-

se erhöhten CSB_S-Konzentrationen auswirkt. Die beiden Messphasen weisen somit nicht nur unterschiedliche Beschickungsfolgen, sondern auch stark abweichende Zusammensetzungen des Sauerstoffbedarfes auf.

4.2.2.2 Wiedergabe der Auswertungen der Ablaufmessungen nach Dittmer (2006)

Zur Beurteilung der Reinigungsleistung wurden unter Berücksichtigung von Zu- und Überläufen infiltrierte Frachten ermittelt (vgl. Kap. 3.2). Die in Tabelle 4-4 dargestellte Gesamtbilanz beruht auf Beprobungen und Messungen von 95 % des Filterdurchsatzes. Der verbleibende Anteil gebührt dem Abbruch der Untersuchungen während eines Ereignisses und kann daher vernachlässigt werden (Dittmer, 2006).

Tabelle 4-4: Zusammenfassung der Stoffströme für den CSB in EH (Dittmer, 2006)

	V_{filt} [m ³ /m ²]	Eintrag [g/m ²]		Austrag [g/m ²]		Rückhalt [g/m ²]		Wirkungsgrad [%]	
		CSB_hom	CSB_S	CSB_hom	CSB_S	CSB_hom	CSB_S	CSB_hom	CSB_S
Phase 1	9	617	160	-	88	529	72	86	45
Phase 2	38	2.320	1.614	-	946	1.374	668	59	41
Gesamt	46	2.937	1.773	-	1.034	1.903	740	65	42

Aufgrund der weit intensiveren hydraulischen Belastung während der 2. Messphase bei vergleichbaren Zulaufkonzentrationen dominiert diese die Gesamtbilanz. Die MEK im Ablauf liegt im arithmetischen Mittel bei 10 mg O₂/l (P1) bzw. 25 mg O₂/l (P2) ohne Befunde partikulärer Anteile. Im Zusammenhang mit der abweichend fraktionierten Zulaufzusammensetzung kann daraus geschlossen werden, dass bezüglich Feststoffen ein nahezu vollständiger Rückhalt erfolgt, wohingegen der Rückhalt von CSB_S schwächer ist und Einflussfaktoren unterliegt. Dies veranschaulicht die Darstellung von Frachtrückhalten und Wirkungsgraden gegenüber der infiltrierte Fracht.

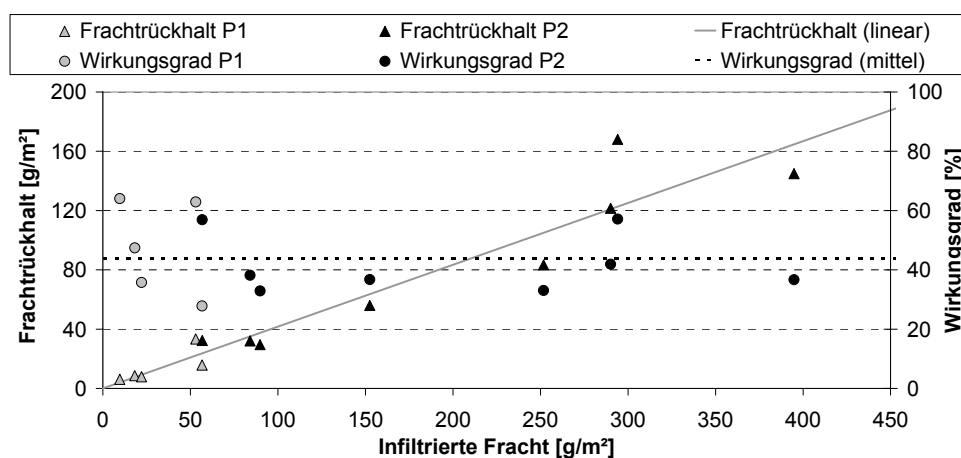


Abbildung 4-30: Ereignisbezogene Frachtbilanzen und Wirkungsgrade CSB_S EH (geändert nach Dittmer, 2006)

In Abbildung 4-30 finden sich der theoretische CSB_S-Frachtrückhalt sowie das arithmetische Mittel des Wirkungsgrades über alle Ereignisse. Die ermittelten Größen der Einzelereignisse korrelieren dazu vor allem im Bereich höherer Beladungen von mehr als 60 g/m² (P2) trotz stark variierender Randbedingungen. Bei Ereignissen mit geringerer Beladung (P1) liegt dagegen eine hohe Varianz der Wirkungsgrade vor.

Ein Beispiel von CSB_S-Konzentrationsganglinien aus P1 über 2 Ereignisse (Anhang 1, Abbildung A 17) zeigt den Einfluss von Ausspüleeffekten. Jeweils zu Ablaufbeginn treten Konzentrationsspitzen auf, welche nicht mit den Zuläufen korrelieren. Dittmer (2006) begründet dies mit dem Austrag unvollständig abgebauter Verbindung, welche ihren Ursprung in früheren Ereignissen finden. Der gezeigte Konzentrationsverlauf trat in P1 häufig auf, in P2 hingegen selten. Eine Korrelation zu einwirkenden Randbedingungen, z. B. die Dauer der vorhergehenden Trockenphase, konnte nicht belegt werden.

Innerhalb der wiedergegebenen, zusammengefassten Auswertung sollten ergänzende Aspekte angemerkt werden. Als bekannt kann nun gelten, dass eine hohe Stabilität der Reinigungsleistung nicht nur im Vergleich der Ereignisse, sondern auch innerhalb der einzelnen Betriebsphasen erkennbar ist. Durchbrüche der Zulaufkonzentrationen traten trotz höchster hydraulischer und/oder stofflicher Belastungen nicht auf. Der Mechanismus des CSB_S-Rückhaltes in unmittelbarem Abbau und verzögerten Umsatz nach Sorption konnte nicht eindeutig unterschieden werden.

Der Anteil schnell abbaubarer Verbindungen kann durch die begrenzte Aufenthaltszeit im Filterkörper als Kriterium der maximalen Reinigungsleistung bezüglich CSB herangezogen werden. Die Zusammensetzung des CSB_S im Zulauf wurde daher in P1 auf die BSB₅-Anteile hin untersucht (Anhang 1, Abbildung A 18). In der Gegenüberstellung der BSB₅-Konzentrationen in homogenisierten und CSB_S-Konzentrationen in filtrierten Proben wurde eine enge Korrelation im Bereich von 60 % festgestellt, wobei in Bezug auf eine CSB_S-Konzentration von ca. 15-35 mg O₂/l eine methodisch bedingte, erweiterte Streuung auftritt. Im Verhältnis zur CSB_hom-Konzentration liegt der BSB₅-Anteil bei rund 16 % - unter der Voraussetzung, dass der CSB_X nicht zum BSB₅ beiträgt. Dieser für Oberflächenabflüsse typische Wert (Welker, 2004) steigt infolge der veränderten Beschickungsbedingungen in P2 auf für kommunales Abwasser übliche 42 %.

4.2.2.3 Ermittlung von Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung

Die Suche nach einwirkenden Randbedingungen dient der Erfassung von modellhaften Beschreibungen und deren Eingangsgrößen. In Ergänzung zu den zuvor wiedergegebenen Erkenntnissen wird dazu eine Gegenüberstellung der Reinigungsleistung mit möglichen Einflussfaktoren vorgenommen. Tabelle 4-5 und Tabelle 4-6 geben einen Überblick über die dabei verwendeten Daten.

Tabelle 4-5: Allgemeine Kenngrößen Einzelereignisse RBF EH

Ereignis Nr.	Phase	Datum	h_FA	Überlauf	TP	Temperatur Luft mittel
[-]	[-]		[m³/m²]	[%]	[d]	[°C]
2	1	27.08.02	6,05	42,7	?	
3	1	10.09.02	0,63	-	10,1	
4	1	16.10.02	1,12	-	35,3	
5	1	18.10.02	0,93	-	0,5	
6	1	21.10.02	1,86	-	2,5	
7	2	11.01.04	22,23	53,2	?	5,8
8	2	09.02.04	4,17	-	21,7	1,9
9	2	13.03.04	2,07	-	27,1	7,3
10	2	21.03.04	7,50	16,5	5,4	5,4
11	2	07.04.04	2,37	-	12,1	5,0
12	2	08.05.04	16,49	70,6	28,4	10,1
13	2	02.06.04	6,54	46,8	22	13,7
14	2	10.06.04	8,04	35,6	5,2	17,8

Die Dauer der Trockenphase (TP) umfasst den Zeitraum zwischen vollständiger Filterdrainage bis zum Beginn des folgenden Ereignisses. Die mittleren Lufttemperaturen wurden nach den in Kap. 3.2.3 beschriebenen Methoden bestimmt. Sie sind daher mit Unsicherheiten behaftet und sind nach der Auswertung von Temperaturganglinien am RBF OE (Kap. 4.1.2) weniger aussagekräftig als Wassertemperaturen im Ablauf.

Tabelle 4-6: Einzelereignisse CSB RBF EH

Ereignis Nr.	MEK						Frachten pro m²						Fracht-WG		Konzentrations-WG	
	CSB_hom		CSB_S		CSB_X		CSB_hom		CSB_S		CSB_X		CSB_hom	CSB_S	CSB_hom	CSB_S
	[mg O2/l]	[mg O2/l]	[mg O2/l]	[mg O2/l]	[mg O2/l]	[mg O2/l]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[g/m²]	[%]	[%]	[%]	[%]
[-]	zu	ab	zu	ab	zu	ab	Σ zu	Σ ab	Σ zu	Σ ab	Σ zu	Σ ab				
2	55,6	-	15,5	11,9	40,1	-	336,5	-	93,8	40,9	242,8	-	77,0	27,8	78,5	23,0
3	120,9	-	30,1	15,2	90,8	-	76,1	-	19,0	9,6	57,2	-	87,2	47,4	87,4	49,3
4	183,3	-	19,7	12,8	163,6	-	205,1	-	22,1	14,2	183,1	-	93,2	35,8	93,0	35,0
5	-	-	18,0	6,3	-	-	-	-	16,7	5,9	-	-	-	64,1	-	65,2
6	104,5	-	36,5	7,0	67,9	-	193,8	-	67,8	19,2	126,0	-	89,12	68,3	93,3	80,9
7	-	-	25,2	16,2	-	-	-	-	561,1	168,5	-	-	-	33,1	-	35,8
8	109,9	-	94,5	59,8	15,4	-	457,9	-	393,6	250,0	64,2	-	45,6	36,7	45,6	36,7
9	171,1	-	141,9	82,2	29,2	-	353,9	-	293,5	168,5	60,4	-	51,9	41,9	52,0	42,1
10	88,4	-	44,6	19,8	43,8	-	662,8	-	334,5	126,0	328,3	-	77,2	57,2	77,6	55,7
11	53,7	-	34,3	13,6	19,4	-	127,3	-	81,2	32,4	46,0	-	74,4	59,9	74,6	60,2
12	33,8	-	20,1	13,2	13,7	-	557,3	-	330,7	64,0	226,6	-	59,6	39,9	61,0	34,2
13	84,9	-	24,4	16,9	60,5	-	554,9	-	159,3	60,2	395,6	-	75,8	32,9	80,1	30,6
14	62,4	-	28,4	18,4	34,0	-	502,2	-	228,3	96,4	273,9	-	71,6	36,8	70,5	35,1

Die MEK und flächenbezogenen Frachten für CSB_hom und CSB_S in Tabelle 4-6 geben Bilanzierungen nach Dittmer (2006) wieder. Die entsprechenden Größen für CSB_X wurden als Differenz ermittelt. Da im Ablauf keine partikulären Anteile festgestellt wurden, können die Werte für CSB_S vereinfacht auch als CSB_hom betrachtet werden.

Die abweichende Methodik zur Ermittlung von Fracht- (BWG) und Konzentrationswirkungsgraden (cWG) wurde in Kap. 3.2.2 erörtert. Die Bestimmung der BWG nach Dittmer (2006) berücksichtigt die Filterüberläufe durch Berechnung infiltrierter Frachten. Um diesen Ansatz einer Modellierung zu umgehen, wurden aus den vorliegenden Daten cWG ermittelt. Der festgestellte, weitgehend konstante Konzentrationsverlauf während eines Ereignisses ermöglicht dieses Vorgehen. Ein Vergleich beider Werte belegt mit wenigen Ausnahmen eine hohe Übereinstimmung. Während Abweichungen für Ereignisse mit Filterüberlauf zu erwarten sind,

treten diese auch außerhalb dieser Bedingung auf. Die Ursache liegt in Differenzen zwischen gemessenen Zu- und Ablaufvolumina, die sich in Bilanzierung der BWG niederschlägt.

Einflussfaktoren MEK im Zulauf und Stapelhöhe

Frachteinträge werden per Definition sowohl durch die auftretenden Konzentrationen als auch durch die hydraulischen Belastungen bestimmt. In Abbildung 4-31 ist der Einfluss der MEK auf den cWG getrennt nach P1 und P2 aufgeschlüsselt.

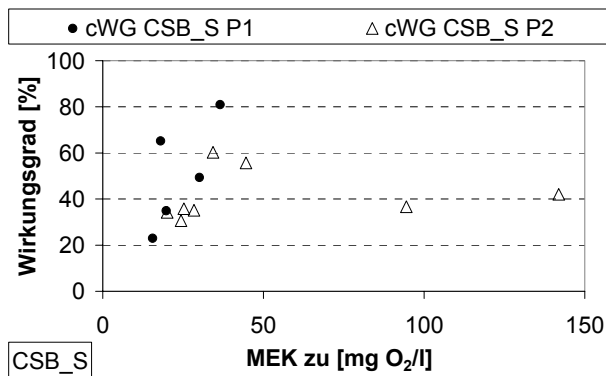


Abbildung 4-31: cWG CSB_S über MEK zu EH

In P1 zeigt sich ein Anstieg der Reinigungsleistung mit steigenden MEK im Zulauf. Der zugehörige Konzentrationsbereich deckt sich mit dem in Abbildung A 18 (Anhang 1) erfassten erweiterten Streubereich des BSB₅/CSB_S-Verhältnisses. Obwohl der variierenden Relation eine methodische Ursache beigemessen wird, bilden mit der MEK steigende, leicht abbaubare Anteile eine schlüssige Erklärung der erhöhten Leistungsfähigkeit. In P2 ist im vergleichbaren Konzentrationsbereich ein übereinstimmender, jedoch abgeschwächter Zusammenhang erkennbar. Die beiden besonders hohen MEK unterliegen indes einem Wirkungsgrad im Bereich des arithmetischen Mittels von P2 mit 42 %.

Auf den Einfluss der Stapelhöhe auf die resultierenden Wirkungsgrade wurde in der vorliegenden Beurteilung bereits eingegangen, da dem RBF EH eine relativ konstante Reinigungsleistung über ein Ereignis hinweg bescheinigt wurde. Infolgedessen können die häufig aufgetretenen hydraulischen Hochbelastungen hier nicht als Randbedingung angesehen werden.

Einflussfaktor Trockenphasendauer

Bei Gegenüberstellung der infiltrierten Frachten mit der Reinigungsleistung (Abbildung 4-30) wurde eine erhöhte Varianz bei geringen Einträgen festgestellt. Dittmer (2006) begründet dies durch einen erhöhten Einfluss des Ausgangszustandes, der mit zunehmender Belastung abnimmt. Auch der außergewöhnlich hohe Wirkungsgrad des Ereignisses Nr. 10 mit rund 300 g/m² sei auf den Systemzustand zurückzuführen, da eine vorausgehende Trockenphase von 5 d Dauer in Verbindung mit einer hohen stofflichen Belastung besonders geeignete Voraussetzungen schaffe.

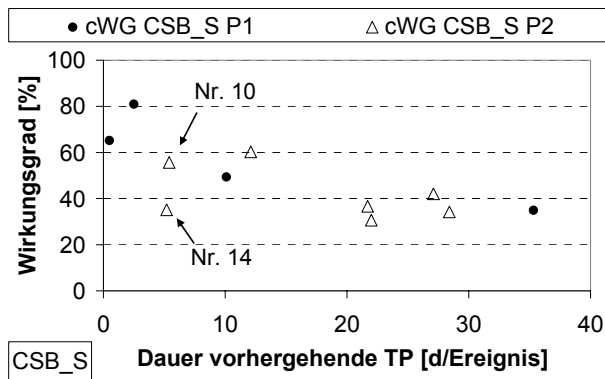


Abbildung 4-32: cWG CSB_S über vorhergehende Trockenphasendauer EH

Der beschriebene Zusammenhang ist durch die Darstellung der Wirkungsgrade über die Trockenphasendauer (Abbildung 4-32) belegbar. In P2, in der durchgehend hohe Frachteinträge vorliegen, wirkt sich eine Verlängerung der TP negativ auf die Reinigungsleistung aus - auch wenn Ereignis Nr. 14 mit vergleichbarer TP (jedoch geringerer MEK) dem entgegenpricht. In P1 ist die Korrelation der Leistungsabnahme stärker ausgeprägt, da der geringere Frachteintrag die Wirkung des Ausgangszustandes weniger in den Hintergrund treten lässt. Neben der Umstellung der Biozönose auf die Lebensbedingungen sollte als Ursache dieses Effektes beachtet werden, dass sich mit zunehmender TP Stoffwechselprodukte der Mineralisierung im Filterkörper akkumulieren. Werden diese im Ablauf mit dem Summenparameter CSB_S erfasst, so verringern sie den berechneten Wirkungsgrad, nicht jedoch die Leistungsfähigkeit.

Einflussfaktor Temperatur

Um die im Filterkörper vorherrschenden Temperaturen als Einfluss auf Sorptions- und Umsatzprozesse zu erfassen, wurden als Näherung die mittleren Lufttemperaturen herangezogen (Tabelle 3-5). In Abbildung 4-33 sind diese den cWG bezüglich CSB_S gegenübergestellt.

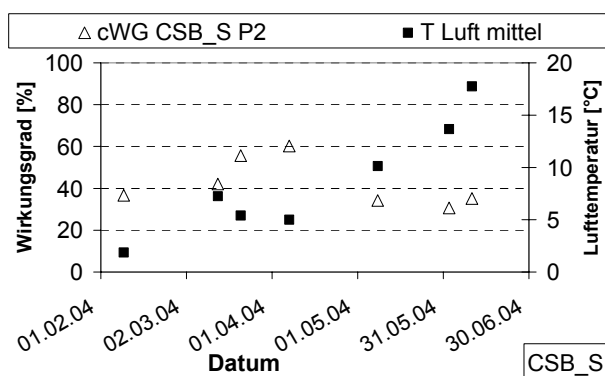


Abbildung 4-33: Ablauftemperaturen und cWG CSB_S über Datum EH

Der betrachtete Zeitraum beinhaltet einen jahreszeitlich bedingten Anstieg der Lufttemperaturen. Ein Anstieg der Wirkungsgrade ist damit nicht verbunden, vielmehr ist ein leichter gegenteiliger Trend auszumachen. Ein Erklärungsversuch erfolgte bereits im Zusammenhang mit Ergebnissen des RBF OE (Abbildung 4-14), bei denen ein sehr ähnlicher Effekt erkennbar ist.

4.2.2.4 Zusammenfassung CSB

Die beiden Messphasen P1 (2002) und P2 (2004) weisen sehr unterschiedliche Belastungscharakteristika auf. Während die MEK in vergleichbaren Streubreiten auftreten, führen höhere Beschickungen in P2 zu intensivierten Frachteinträgen. Gleichzeitig ändert sich die Mischwasserzusammensetzung von typischen Entlastungsabflüssen in Richtung Trockenwetterablauf. Dies beinhaltet eine veränderte CSB-Fraktionierung: In P1 überwiegt der CSB_X Anteil stets deutlich, in P2 treten Abweichungen von dazu vergleichbaren Zusammensetzungen bis hin zum Gegenteil auf.

Trotz hoher Belastungen erzielt der RBF EH stets eine gute Reinigungsleistung bezüglich CSB_{hom}. Ein Konzentrationsdurchbruch in den Ablauf fand auch bei höchsten hydraulischen Belastungen mit Einsdaudauern über mehrere Tage nicht statt. Hohe ereignisspezifische Wirkungsgrade beruhen vornehmlich auf den quasi vollständigen Rückhalt partikulärer Anteile. Die prozentualen Leistungen bezüglich CSB_S sind schwächer und unterliegen Einflussfaktoren. Negativ wirken ein geringer Anteil schnell abbaubarer Verbindungen im Zulauf sowie der Austrag schwer abbaubare Verbindungen als Stoffwechselprodukte der Trockenphase ein. Mit zunehmender TP verringert sich die Leistungsfähigkeit gegenüber akuten Belastungen. Entgegen den Erwartungen konnte kein ausgeprägter Einfluss der Umgebungstemperatur auf die Reinigungsprozesse festgestellt werden.

4.2.3 Stickstofffraktionen

Die Betrachtung der Stickstofffraktionen bezieht sich zu Beginn auf die anorganischen Anteile im Zulauf. Interpretationen der Ablaufmessungen lieferten die Grundlagen der anschließend wiedergegebenen Beurteilung der Reinigungsleistung. In Ergänzung dazu dient die Bewertung von Einzelereignissen der Suche nach geeigneten Referenzversuchen für Simulationsstudien. In Kap. 4.3.3 erfolgt ein Vergleich zum RBF OE.

4.2.3.1 Zulaufbilanzierung

Aufgrund der unterschiedlichen Betriebsbedingungen in P1 und P2 (Kap. 3.1.2.2) sollten auch für die Stickstofffraktionen abweichende Belastungen erwartet werden. Als Vergleichsgrößen wurden sowohl die Entlastungsfrachten des RÜB als auch die MEK nach den in Kap. 3.2 aufgeführten Methoden ermittelt.

Die Ergebnisse aus der Berechnung von Zulauffrachten und MEK in Bezug auf NH₄-N (Abbildung 4-34, links) weisen Unterschiede zwischen den Messphasen auf. Die sehr niedrigen Belastungen in P1 (arithmetisches Mittel 0,9 mg/l) finden ihre Ursache in der überdimensionierten Vorstufe, bei der nur sehr abflussintensive Ereignisse eine Entlastung bedingen.

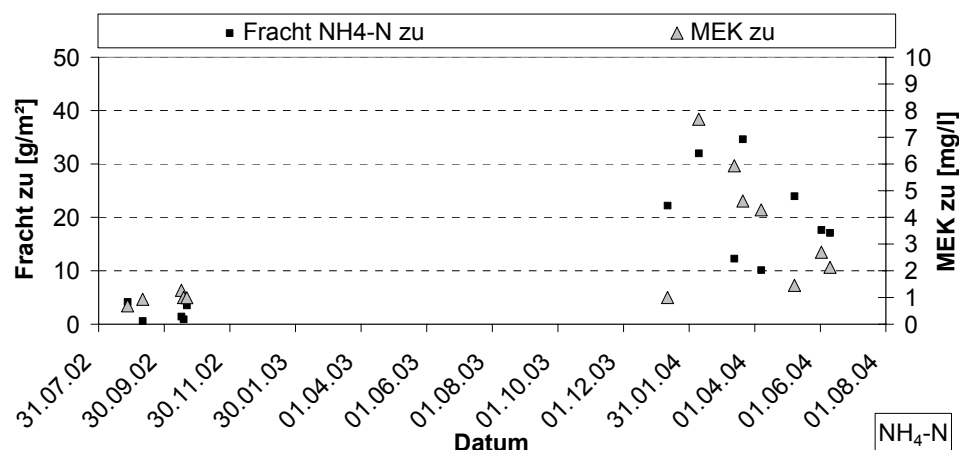


Abbildung 4-34: Frachten und Zulauf-MEK NH₄-N in EH

Der erhöhte Schmutzwasseranteil in P2 führt zu mischwassertypischen Konzentrationen (arithmetisches Mittel 3,8 mg/l), wobei der Vergleich der MEK innerhalb der Messphase auf einen Anteilrückgang hinweist (Dittmer, 2006). Infolge der hohen hydraulischen Belastung treten in P1 trotz geringer MEK Zulauffrachten von 0,6 bis 4,2 g/m² auf. In P2 zeigen sich sehr hohe Frachteinträge von 10,1 bis 34,6 g/m², die ein breites Spektrum abdecken. Dies resultiert aus den erhöhten Konzentrationen als auch aus den großen Beschickungsvolumina.

4.2.3.2 Wiedergabe der Auswertungen der Ablaufmessungen nach Dittmer (2006)

Aus den Differenzen der ein- und ausgetragenen Frachten wurden von Schmitt et. al. (2006) und Dittmer (2006) die Rückhalteleistungen gegenüber den anorganischen Stickstofffraktionen ermittelt. Eine Übersicht über die Gesamtbilanz der anorganischen Stoffströme gibt Tabelle 4-7.

Tabelle 4-7: Zusammenfassung der Stoffströme für NH₄-N und NO₃-N in EH (Dittmer, 2006)

	V _{filt} [m ³ /m ²]	Eintrag [g/m ²]		Austrag [g/m ²]		Rückhalt [g/m ²]		Wirkungsgrad [%]	
		NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N
Phase 1	9	7.8	6.6	0.4	24.8	7	-18	95	-
Phase 2	38	122.2	52.0	56.8	98.8	65	-47	53	-
Gesamt	46	130.0	58.6	57.2	123.5	73	-65	56	-

Der Vergleich der beiden Messphasen weist deutliche Unterschiede auf. Dies trifft nicht nur auf die errechneten eingetragenen Flächenbelastungen zu, sondern auch für die Reinigungsleistungen. Während in P1 die MEK im Ablauf mit 0,05 mg/l einen quasi vollständigen Rückhalt belegen, kommt es in P2 zu einem Absinken des Wirkungsgrades auf 53 %. Die Ursache liegt in einem mehrfachen Auftreten von Konzentrationsdurchbrüchen nach Erschöpfung der Sorptionskapazitäten in P2.

Da die Nitrifikation innerhalb regulärer Betriebsbedingungen eines RBF einen Hauptprozess darstellt, erscheint die Angabe von Wirkungsgraden für $\text{NO}_3\text{-N}$ nicht sinnvoll. Die Gegenüberstellung der ein- und ausgetragenen Frachtsummen von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in P1 belegt mit 14,4 zu 25,2 g/m^2 den starken Einfluss weiterer Stickstoffquellen. In P2 fällt das Verhältnis mit 174,2 zu 155,6 g/m^2 gegenteilig aus, was durch das mehrfache Auftreten anoxischer Verhältnisse zu begründen ist (Dittmer, 2006).

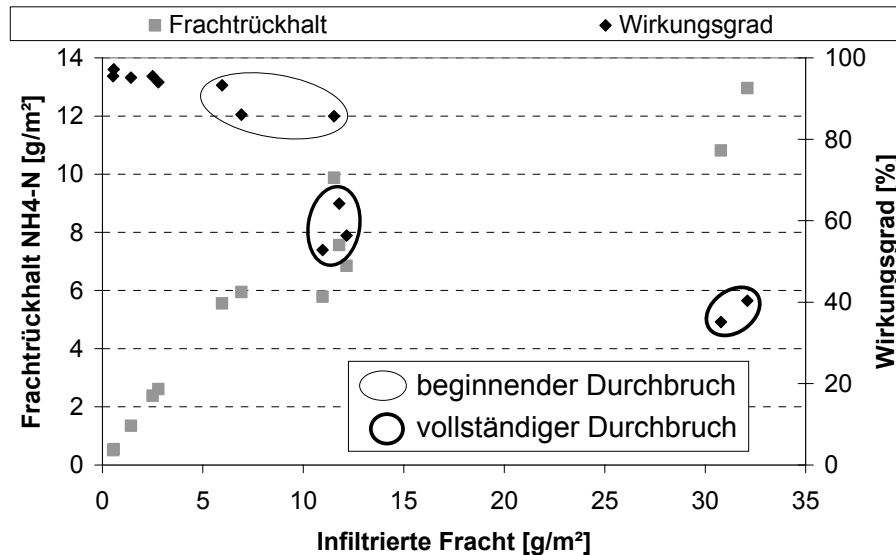


Abbildung 4-35: Ereignisbezogene Frachten und Wirkungsgrade $\text{NH}_4\text{-N}$ in EH (Dittmer, 2006)

Die ereignisbezogene Bilanzierung für $\text{NH}_4\text{-N}$ (Abbildung 4-35) beinhaltet eine vereinfachte Modellrechnung zur Ermittlung der infiltrierten Frachten bei Ereignissen mit Überlaufen (Dittmer, 2006). Sie veranschaulicht die Grenzen der Reinigungsleistung. Während Frachteinträge von bis zu 3 g/m^2 nahezu vollständig zurückgehalten werden, zeichnen sich für Belastungen über 5 g/m^2 erste Anzeichen eines Konzentrationsdurchbruches ab. Die extremen gemessenen infiltrierten Frachten führten zu einem vollständigen Durchbruch der Zulaufkonzentrationen in den Ablauf. Bei infiltrierten Frachten von 11 bis 13 g/m^2 können teilweise Durchbrüche auftreten.

In Stichproben wurden neben den anorganischen Stickstofffraktionen auch die organischen N-Gehalte (orgN) im Filterzulauf bestimmt (Dittmer, 2006). Als Ergebnis wurde ein mittlerer orgN-Anteil von ca. 3 % des CSB ermittelt, der jedoch einer starken Variation (0,5 bis 6 %) unterliegt. Ein verringerter orgN-Gehalt wird vor allem in der 1. Messphase festgestellt und mit einer Mineralisierung von Kanalablagerungen vor der Mischwasserentlastung in Verbindung gebracht. Weitere Hinweise auf diese Quelle anorganischen Stickstoffes liefern die Ergebnisse aus Substrat- und Sedimentbeprobungen in Kap. 4.6.2.1.

4.2.3.3 Vergleich und Bewertung von Einzelereignissen

Die Wiedergabe der bekannten Bilanzen formuliert eine generelle Einschätzung der auftretenden Reinigungsprozesse und ihrer Wirksamkeit. Als Datengrundlage der Nachbildung dynamischer Prozesse sollten in Ergänzung zeitliche Verläufe beurteilt werden. Dazu können Ganglinien der Einzelereignisse verglichen werden, um Referenzbeschickungen zu Kalibrierungszwecken herauszustellen.

Tabelle 4-8: Einzelereignisse NH₄-N RBF EH

Ereignis Nr.	Phase	Datum	h_FA	Überlauf	MEK		Frachten pro m ²		Fracht-WG	cWG
					NH ₄ -N		NH ₄ -N		NH ₄ -N	NH ₄ -N
					[mg O ₂ /l]		[g/m ²]		[%]	[%]
[-]	[-]		[m ³ /m ²]	[%]	zu	ab	Σ zu	Σ ab		
2	1	27.08.02	6.05	43	0,699	0,033	4,15	0,11	95,5	95,2
3	1	10.09.02	0.63	-	0,93	0,03	0,59	0,02	97,2	97,3
4	1	16.10.02	1.12	-	1,27	0,06	1,42	0,07	95,1	95,1
5	1	18.10.02	0.93	-	1,00	0,04	0,93	0,02	95,5	95,5
6	1	21.10.02	1.86	-	0,99	0,06	3,53	0,17	94,0	94,0
7	2	11.01.04	22.23	53	1,00	0,41	22,21	4,22	64,2	59,4
8	2	09.02.04	4.17	-	7,68	4,58	32,00	19,14	40,4	40,4
9	2	13.03.04	2.07	-	5,93	2,59	12,27	5,30	56,4	56,4
10	2	21.03.04	7.50	16	4,62	3,13	34,63	19,97	35,1	32,1
11	2	07.04.04	2.37	-	4,28	0,23	10,14	0,40	93,3	94,7
12	2	08.05.04	16.49	71	1,45	0,24	23,95	0,97	86,0	83,8
13	2	02.06.04	6.54	47	2,70	0,46	17,65	1,65	85,7	82,8
14	2	10.06.04	8.04	36	2,13	0,99	17,12	5,17	52,8	53,6

Der Übersicht der Einzelereignisse (Tabelle 4-8, ergänzt durch Tabelle 4-5) kann entnommen werden, dass den in P1 durchgehend niedrigen Zulaufkonzentrationen hohe Wirkungsgrade gegenüberstehen. P2 zeigt dazu eine höhere Varianz. Die Suche nach „typischen“ Filterüberlastungen beschränkt sich daher auf die Messphase 2004.

Anhand der in Dittmer (2006) gezeigten Ganglinien der Einzelereignisse Nr. 7 bis 14 wurden die Auswahl weiter eingeschränkt. Die Ereignisse Nr. 7 und 11 beinhalten jeweils zu Ablaufbeginn Schätzungen der Konzentrationsganglinien im Zulauf und wurden daher als eindeutig belegte Referenzen ausgeschlossen. Ähnliches trifft für Nr. 13 aufgrund einer zwischenzeitlichen Datenlücke zu. Beschickung Nr. 8 weist bis zu einem Durchsatz von ca. 1,2 m³/m² keinen betrieblichen Sättigungszustand auf. Da dadurch eine ungleichmäßige Flächenbelastung abgeleitet werden kann, wurde auch diesem eine untergeordnete Bedeutung beigemessen. Ein Vergleich der Ganglinien während der verbliebenen 4 Ereignisse erfolgt in Abbildung 4-36.

Die Gegenüberstellung der Zulaufbelastungen belegt unterschiedliche Konzentrationsbereiche. Anhand der Ablaufganglinien kann abgeleitet werden, dass ein eindeutiger Zusammenhang mit den MEK im Zulauf und dem Verlauf des Durchbruches besteht. Je höher die eingetragenen Konzentrationen sind, desto früher zeigen sich ausgeprägte Anstiege im Ablauf und desto größer sind deren Steigungen.

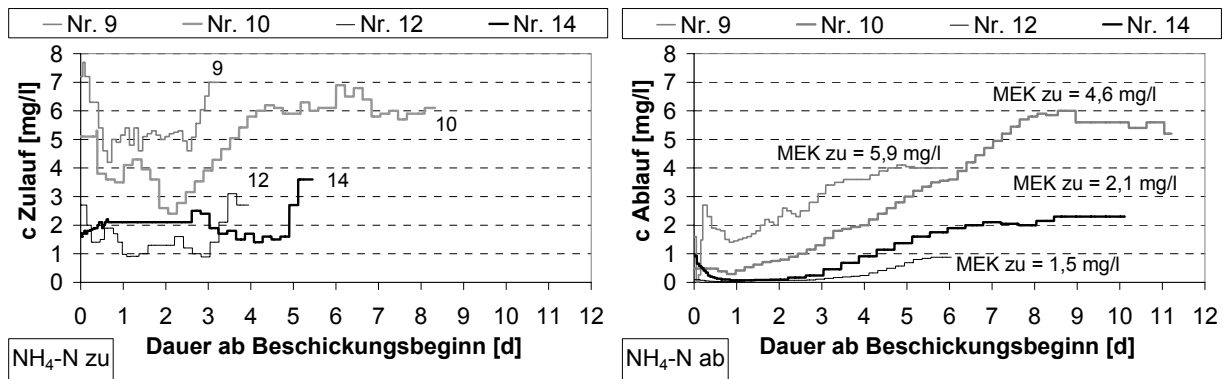


Abbildung 4-36: Vergleich ausgewählter $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien im Zu- und Ablauf

Der Vergleich von Zu- und Ablauf deutet für Ereignis Nr. 10 auf einen vollständigen Durchbruch hin, ähnliches trifft auf Nr. 12 und 14 zu. Der Durchbruch in Nr. 9 ist hingegen unvollständig. Aufgrund der beschriebenen Zusammenhänge wurde Ereignis Nr. 10 als Referenzversuch für Modellkalibrierungen ausgewählt. Die abweichenden Konzentrationsbereiche der anderen Beschickungen geben die Möglichkeit zur Validierung.

Eine bisher ungeklärte Ursache besteht für Konzentrationsspitzen zu Beginn des Ablaufes (z. B. in Ereignis Nr. 9 und 14). Dazu können verschiedene erklärende Zusammenhänge aufgestellt werden:

- Eine Möglichkeit besteht in einem „Durchschlag“ der Zulaufkonzentrationen infolge präferentieller Fließwege. Dagegen spricht das nicht ständige Auftreten des genannten Phänomens.
- Ein „Durchschlag“ könnte auch durch eine notwendige Aktivierungszeit des Sorptionsprozesses oder der Nitrifikation begründet sein. Auch dem steht das nicht systematische Verhalten gegenüber. Zudem wird von einer spontanen Sorption ausgegangen (Kap. 4.5), und der direkte Stoffumsatz wird über die gesamte Betriebsphase als untergeordnet angesehen.
- Der frühe erhöhte Frachtaustrag kann auf eine unvollständige Nitrifikation im vorangegangenen Ereignis zurückgeführt werden. Vor allem hohe Restkonzentrationen in tiefer liegenden Schichten würden bei erneuter Beschickung unmittelbar ausgetragen. Die vorausgehenden Trockenphasen indizieren jedoch eine vollständige Regeneration der Rückhalteleistung.
- Nach Dittmer (2006) kann die Mineralisierung organischer Verbindungen in der Sedimentschicht als $\text{NH}_4\text{-N}$ -Quelle wirken. Ist der pH-Wert für die Oxidation zu niedrig, so bleibt eine direkte Nitrifikation aus. Dass sich das somit ansammelnde $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Ablaufkonzentration auswirkt wird bezweifelt, weil es den sorbierenden Sandkörper durchwandern muss.

4.2.3.4 Zusammenfassung Stickstofffraktionen

Die Phasen P1 und P2 zeigen Unterschiede in der Filterbelastung durch $\text{NH}_4\text{-N}$. Während der RBF EH 2002 sehr geringe Zulaufkonzentrationen nahezu vollständig reduzierte, wurden 2004 durch die veränderten Betriebsbedingungen mehrfach Überlastungen erzwungen.

Die knappe Zusammenfassung bekannter Bilanzen liefert Hinweise auf die Grenzen der Belastbarkeit. Bei infiltrierten Frachten von mehr als 5 g/m^2 können Durchbrüche der Zulaufkonzentrationen in den Ablauf beginnen. Die ergänzende Betrachtung ausgewählter Ereignisse belegt, dass zu Ablaufbeginn auftretende Konzentrationen auf die Bilanzierung entscheidenden Einfluss nehmen. Eine schlüssige Erklärung des Auftretens liegt bisher nicht vor.

Eine Bilanzierung der anorganischen Stickstofffraktionen mit Gegenüberstellung von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ unterliegt in EH zahlreichen Unsicherheiten. Dittmer (2006) stellt fest, dass das Sediment als Quelle wirkt. Die Ermittlung des Umfangs wird durch die eindeutige Wirkung der Denitrifikation erschwert. Somit kann weder der Ursprung noch der Verbleib des anorganischen Stickstoffes eindeutig abgegrenzt werden.

4.3 Vergleich der betrachteten RBF-Anlagen

Ein Ergebnisvergleich der beiden aufwändigen Untersuchungskonzepte an verschiedenen Standorten soll aufzeigen, ob eine gegenseitige Ergänzung zur Schließung von Datenlücken zulässig ist. Dabei bleibt zu prüfen, ob sich die Besonderheiten einer verkleinerten Vorstufe einerseits und eines erhöhten Fremdwasserzulaufes andererseits zu einem Gesamtbild zusammenfügen lassen. Der Vergleich bezieht sich zunächst auf allgemeine Kenngrößen (vgl. Kap. 3.1.1.1 und 3.1.2.1), im späteren Verlauf werden die Ergebnisse hinsichtlich der hydraulischen Filterbelastung und der Mischwasserinhaltsstoffe gegenübergestellt (vgl. Kap. 4.1 und 4.2).

4.3.1 Allgemeine Kenngrößen und hydraulische Belastung

Die Gegenüberstellung allgemeiner Kenngrößen dient der Beurteilung anlagenspezifischer Besonderheiten. Aus den tatsächlich aufgetretenen Belastungen ist abzuleiten, ob die Planungsziele im Filterbetrieb erreicht wurden.

Tabelle 4-9: Vergleich Kenngrößen RBF-Anlagen Oberelsungen und Ensheim

Kenngröße	Abk.	Einheit	OE	EH
Bodenfilteroberfläche	A_F	$[\text{m}^2]$	1275	2 * 1040
spezifisches Speichervolumen der Vorstufe	V_{Sp}	$[\text{m}^3/\text{ha}_{A_E,b}]$	9,9	39,5
spezifische Filterfläche	$A_{F,Sp.}$	$[\text{m}^2/\text{ha}_{A_E,b}]$	57	55
jährliche Stapelhöhe planerisch	h_{FA}	$[\text{m/a}]$	39	26
jährliche Stapelhöhe gemessen	h_{FA}	$[\text{m/a}]$	17	63 (P1), 167 (P2) *

* 10,6 m in 2 Monaten (P1), 69,4 m in 5 Monaten (P2)

Der Vergleich ausgewählter Kenngrößen der beiden großtechnischen Anlagen (Tabelle 4-9) zeigt zunächst eine ähnliche Größe der Bodenfilteroberfläche. Dabei sollte zu berücksichtigen werden, dass in P2 des Messprogramms EH nur ein Filterbeet der Gesamtanlage beschickt wurde. Unterschiede weisen hingegen die spezifischen Speichervolumina der Vorstufen auf, wobei das Fangbecken in OE gezielt unterdimensioniert wurde und das RÜB in Kombination mit dem SK in EH als überdimensioniert angesehen werden kann. Die spezifische Filterfläche in Bezug auf das befestigte Einzugsgebiet zeigt zunächst nahezu identische Werte auf, in EH kommt es jedoch durch die veränderten Betriebsbedingungen im 2. Teil der Kampagne zu einer Halbierung des angegebenen Wertes.

Den deutlichen Unterschied zwischen der Bemessung der Anlagen und der in der Praxis auftretenden Belastung zeigen die jährlichen Stapelhöhen. Der Vergleich der theoretischen Werte belegt das Planungsziel einer gewollten erhöhten Belastung durch Verkleinerung der Vorstufe in OE. Tatsächlich wurde über den zweijährigen Untersuchungszeitraum weniger als die Hälfte des errechneten Wertes erreicht. Für den RBF EH wurden die jährlichen Belastungen aus den kürzeren Messphasen hochgerechnet. Aufgrund der jahreszeitlichen Schwankungen des Fremdwasseranfalls kann der erste Wert dabei nicht als repräsentativ angesehen werden, sondern als weit überdurchschnittlich. Der zweite Wert liegt infolge der gezielt herbeigeführten Hochbelastung eines Filterbeetes sehr weit über dem theoretischen Wert. Im Vergleich der beiden Anlagen zeigt sich hier ein Unterschied um den Faktor 10!

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die theoretischen Voraussetzungen nicht dem praktischen Betrieb entsprechen. War ursprünglich davon auszugehen, dass der RBF EH den Stand der Technik repräsentiert und der RBF OE als Experiment einer Hochlastanlage anzusehen ist, so zeigt sich in der Ergebnisauswertung ein eher gegenteiliges Verhalten.

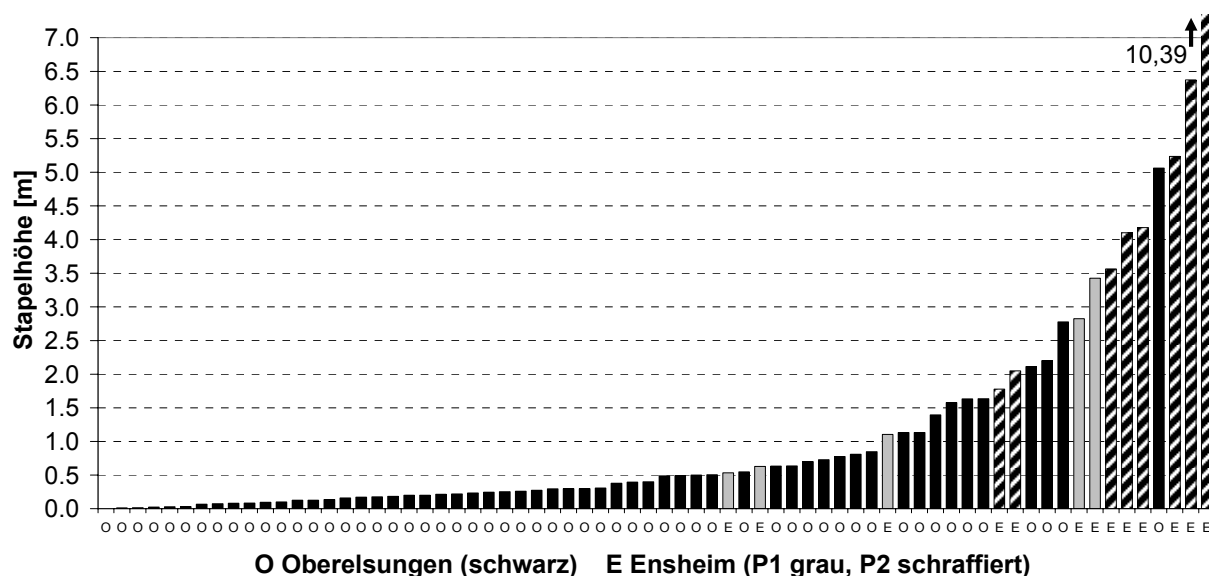


Abbildung 4-37: Zusammenstellung der Stapelhöhen aller Ereignisse OE und EH

Die zuvor beurteilte Gesamtbetrachtung wird auch in der nach Stapelhöhe sortierten Zusammenstellung aller Einzelereignisse ersichtlich (Abbildung 4-37). Die in EH in P1 untersuchten

Beschickungen sind im Vergleich zu OE im Hochlastbereich angesiedelt, wohingegen P2 nur noch einen kleinen Überschneidungsbereich besitzt. Die hydraulische Belastung beider Anlagen erscheint somit nicht als Beleg für eine geeignete Übertragbarkeit, sondern eher für eine gegenseitige Erweiterung der Datengrundlage.

4.3.2 Anlagenvergleich CSB

Entsprechend der vorgenommenen separaten Betrachtung der einzelnen RBF-Anlagen werden die Parameter CSB_hom, CSB_S und CSB_X gesondert herausgestellt. Dabei werden die Bezugsgrößen in Abhängigkeit von der stoffspezifischen Funktionsweise als Konzentrationen, Frachten oder Wirkungsgrade gewählt.

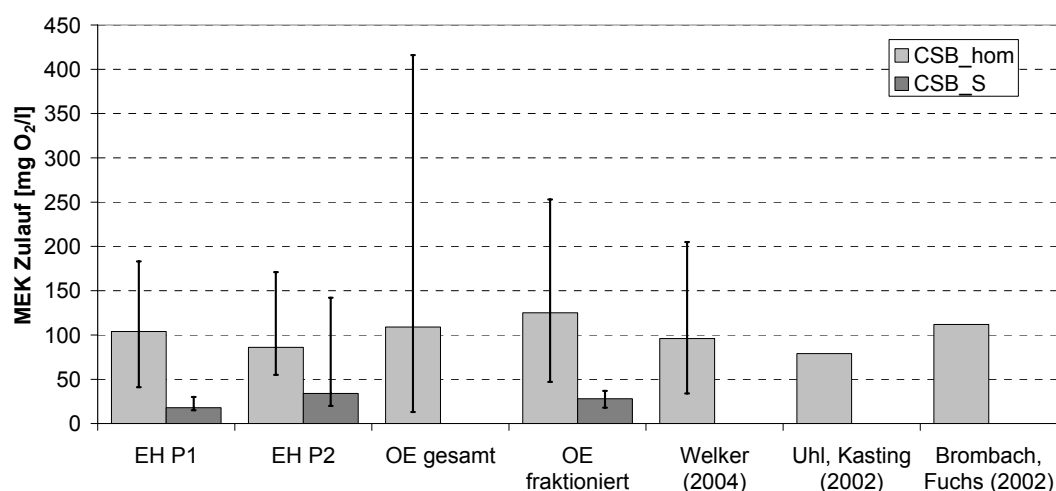


Abbildung 4-38: MEK Zulauf CSB_hom und CSB_S im Vergleich OE und EH

Der Vergleich der MEK hinsichtlich des CSB_hom und der gelösten Fraktion (Abbildung 4-38) wurde aufgrund der dargestellten Unterschiede für die beiden Messphasen in EH getrennt betrieben. Die Anlage OE wurde einerseits über alle Ereignisse ausgewertet, andererseits nur über Beschickungen mit einer fraktionierten Beprobung. Der arithmetische Mittelwert wurde um die Darstellung der Minima und Maxima ergänzt. Ein Vergleich der flächenbezogenen Filterbeladung erscheint im Zusammenhang mit der Auswertung als Datengrundlage zur Simulation weniger sinnvoll, da die Ermittlung der zugehörigen Werte in EH im mehrfach aufgetretenen Fall eines Filterüberlaufs auf einer Modellrechnung basiert.

Die Gegenüberstellung des CSB_hom lässt für beiden Phasen in EH sowie für die Gesamtheit aller Ereignisse in OE eine recht hohe Übereinstimmung untereinander sowie mit Literaturwerten erkennen. Die Angaben nach Brombach, Fuchs (2002) stellen dabei Mediane der Bandbreite für Zentraleuropa dar. Als Auffälligkeit zeigen sich die Spitzenbelastungen in OE, die mit den anlagenspezifischen Besonderheiten begründet werden können. Die Auswahl der fraktionierten Ereignisse weist im Mittel eine Verschiebung in den Bereich höherer Belastung auf, liegt aber dennoch in einem vergleichbaren Bereich.

Eine ähnlich gute Übereinstimmung zeigt die Gegenüberstellung der gelösten Konzentrationen, wobei hier 2 Ereignisse in EH während P2 Ausreißer nach oben liefern. Besonders bemerkenswert ist der sonst enge Schwankungsbereich der Konzentrationen der Einzelereignisse (vgl. Abbildung 4-5 und Abbildung 4-29), der in OE mit 20 bis 35 mg O₂/l beziffert wurde und sich in EH wiederfindet. Die CSB-Zusammensetzungen im Zulauf liefern somit ein weitgehend homogenes Bild, bei dem der RBF OE in Verbindung mit der verkleinerten Vorstufe tendenziell höhere CSB_X-Konzentrationen aufweist und der RBF EH in Ausnahmefällen während P2 starke Abweichungen zeigt.

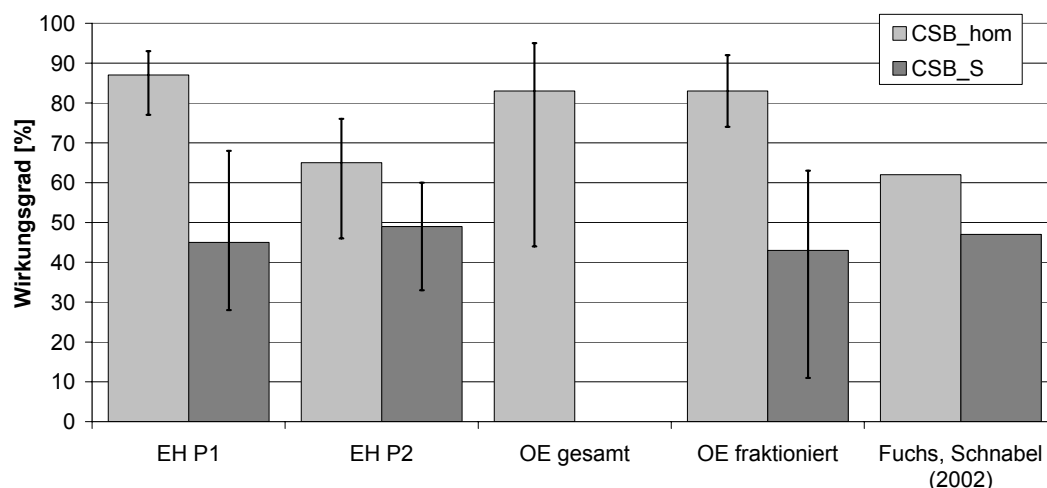


Abbildung 4-39: Mittlere Wirkungsgrade CSB_hom und CSB_S im Vergleich OE und EH

Die Zusammenstellung der mittleren Wirkungsgrade (Abbildung 4-39) bezieht sich für EH auf die berechneten infiltrierten Frachten und sollte daher als Näherung angesehen werden. Ein Vergleich der Ereignisse mit Überlauf (und berechneter Infiltration) mit denen ohne Überlauf belegt eine weitgehende Übereinstimmung. Ähnliches trifft für die Literaturdaten nach Fuchs und Schnabel (2002) in Bezug auf die im Stand der Technik vergleichbare RBF-Anlage Langenalb zu.

Die Zusammensetzung des Zulaufes wirkt sich auf die Wirkungsgrade aus. Während sich die mittleren Filterleistungen im Anlagen- und Phasenvergleich hinsichtlich CSB_S sehr homogen zeigen, ergeben sich für den mittleren CSB_hom größere Bandbreiten, weil abweichende partikuläre Anteile einwirken. Infolge der Ereignisse mit besonders geringen Feststofffrachten in EH in P2 nähert sich der Wirkungsgrad des CSB_hom dem des CSB_S an.

Von besonderem Interesse ist bei der Auswertung der Messdaten die Ermittlung von Einflussfaktoren auf die CSB_S-Reinigungsleistung im Hinblick auf Modellierung und Simulation. Für den RBF OE wurde festgestellt, dass die zwischenzeitliche Anhebung der Drosselabflussspende kaum Auswirkungen zeigt. Die Aufschlüsselung eingebrachter Frachten hinsichtlich der MEK und der Stapelhöhe führte bei beiden Anlagen zu der Erkenntnis, dass auch bei langer Einstauzeit eine stabile Reinigungsleistung vorliegt. Eine erhöhte MEK resultiert indes tendenziell in einem erhöhten Wirkungsgrad, wobei dies auf den Anstieg vornehmlich leicht

abbaubarer Verbindungen zurückgeführt wird. Ein charakteristischer Zusammenhang der CSB_S-Reduktion mit den vorherrschenden Temperaturen konnte nicht festgestellt werden. Als einwirkende Randbedingung wurde die Dauer der vorhergehenden Trockenphase ausgemacht. Sowohl besonders kurze Regenerationszeiten als auch ausgedehnte Perioden ohne Beschickung besitzen negativen Einfluss. Um aus dem Einfluss der Trockenperiode auf die Reinigungsleistung bezüglich CSB-S eine Modellvorstellung abzuleiten, wurden die Daten beider RBF-Anlagen zusammengeführt (Abbildung 4-40).

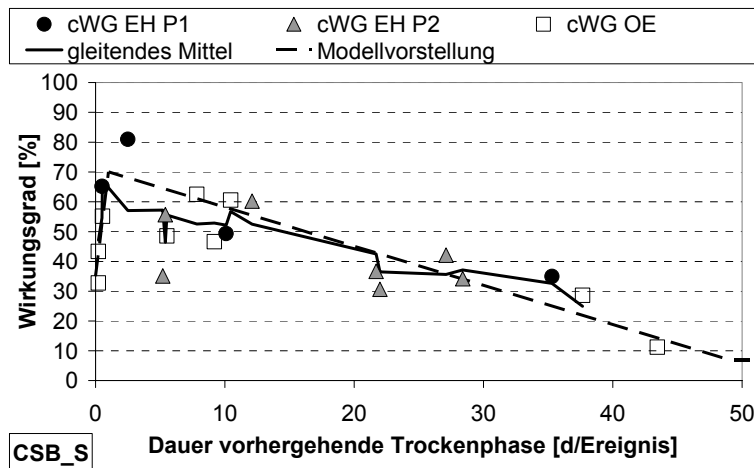


Abbildung 4-40: Modellvorstellung des Trockenphaseneinflusses auf CSB_S-Wirkungsgrade

Ein Vergleich der Datenpunkte aus OE und EH zeigt keine Widersprüche, beide Datensätze ergänzen sich gegenseitig. Ein gleitendes Mittel über 3 Werte zeigt einen Trend auf: Nach anfänglichem Anstieg sinkt die Leistungsfähigkeit kontinuierlich ab. Aus dieser Interpretation wurde eine Modellvorstellung abgeleitet, die optimale Voraussetzungen nach 1 d Trockenperiode beschreibt. Unmittelbar nach vollständiger Drainage werden in Relation dazu 50 % angenommen, für besonders lange Zeiten sinkt die Leistungsfähigkeit auf 10 % des Maximums. Diese Modellvorstellung findet Eingang in die Simulationsstudien und wird dort auf ihre Belastbarkeit hin überprüft.

Als Resultat des Anlagenvergleiches kann festgestellt werden, dass die Beschickungen in EH während P1 die breitere Datengrundlage OE als Hochlastereignisse ergänzen. Für P2 trifft dies unter Vorbehalt einer vergleichbaren Zulaufzusammensetzung zu, wobei Ereignisse mit Abweichungen die Möglichkeit einer Verifikation liefern. Besonders bemerkenswert erscheint die Übereinstimmung der gefundenen Einflussfaktoren.

4.3.3 Anlagenvergleich Stickstofffraktionen

Ebenso wie für den Sauerstoffbedarf ist für die anorganischen Stickstofffraktionen herauszustellen, ob die Vereinigung der Datengrundlage Übereinstimmungen oder Unterschiede aufweist. Dazu werden die Zulaufbelastungen bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ gegenübergestellt.

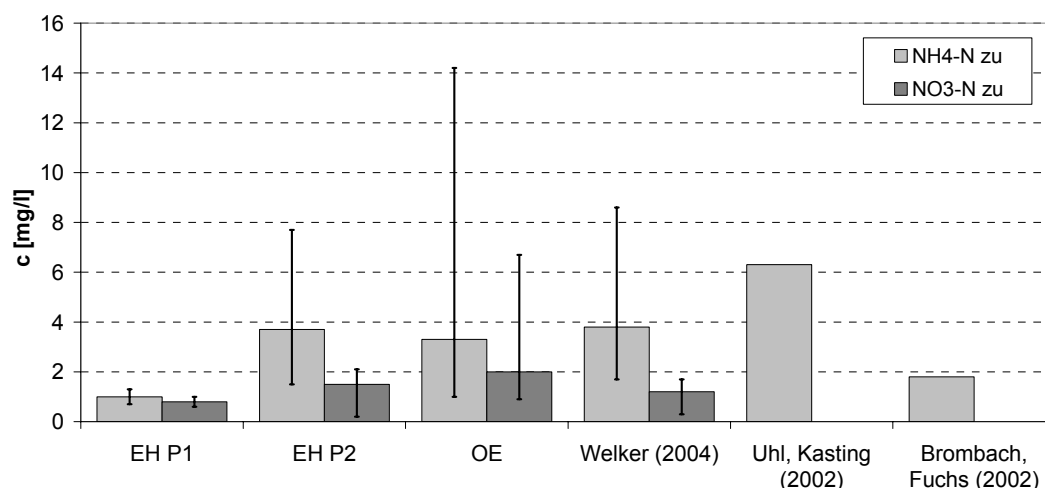


Abbildung 4-41: RBF-Anlagenvergleich MEK NH₄-N und NO₃-N Zulauf

Die Betrachtung der MEK im Zulauf offenbart anlagenspezifische Besonderheiten mit Spitzenkonzentrationen in OE, die bereits während der separaten Auswertung diskutiert wurden. Im Vergleich der Anlagen hinsichtlich NH₄-N ergibt sich eine größere Deckung von OE mit P2 in EH. Auch im Vergleich zu Literaturwerten für Mischwasserentlastungen ergibt sich eine geeignete gemeinsame Datenbasis, wohingegen P1 als weniger geeignet angesehen werden kann. Ähnliches ist auch für NO₃-N erkennbar, wobei der arithmetische Mittelwert in OE durch wenige Ereignisse extremer Belastung dominiert wird, die Mehrzahl der Beschickungen aber näher an den Vergleichswerten liegt.

Als Bezugsgröße zur Beurteilung der Filterleistung hinsichtlich NH₄-N wurden flächenbezogene Frachten gewählt. Ein Vergleich von Wirkungsgraden erscheint hier weniger sinnvoll, da nach der dargestellten Prozessvorstellung die NH₄-N-Sorption neben der anlagenspezifischen Leistungsfähigkeit sowohl von der Zulaufkonzentration und als auch von der hydraulischen Belastung abhängig ist.

In Abbildung 4-42 wurden die gemessenen bzw. berechneten Werte nach der Zulauffracht sortiert. In der ausgesuchten Darstellungsform bildet die Summe aus Frachtrückhalt und Ablauffracht die infiltrierte Fracht. Werden höhere Anteile der eingetragenen Belastung nicht zurückgehalten, so weist dies auf einen Konzentrationsdurchbruch infolge hoher hydraulischer Belastung hin. Ist die infiltrierte Fracht dabei gering, so herrschen in diesem Ereignis geringe Zulaufkonzentrationen vor. Die Datenauswahl beschränkt sich auf Ereignisse mit einem Frachteintrag > 1 g/m².

Infolge der durchschnittlich höheren hydraulischen Belastung des RBF EH sind die infiltrierte Frachten (nach Dittmer, 2006) überwiegend im Hochlastbereich vorzufinden. In der Beurteilung von Einzelereignissen wurde nachgewiesen, dass vollständige Durchbrüche auftraten. Mehrere Beschickungen wurden als Datengrundlage von Modellkalibrierungen und Validierungen erkannt.

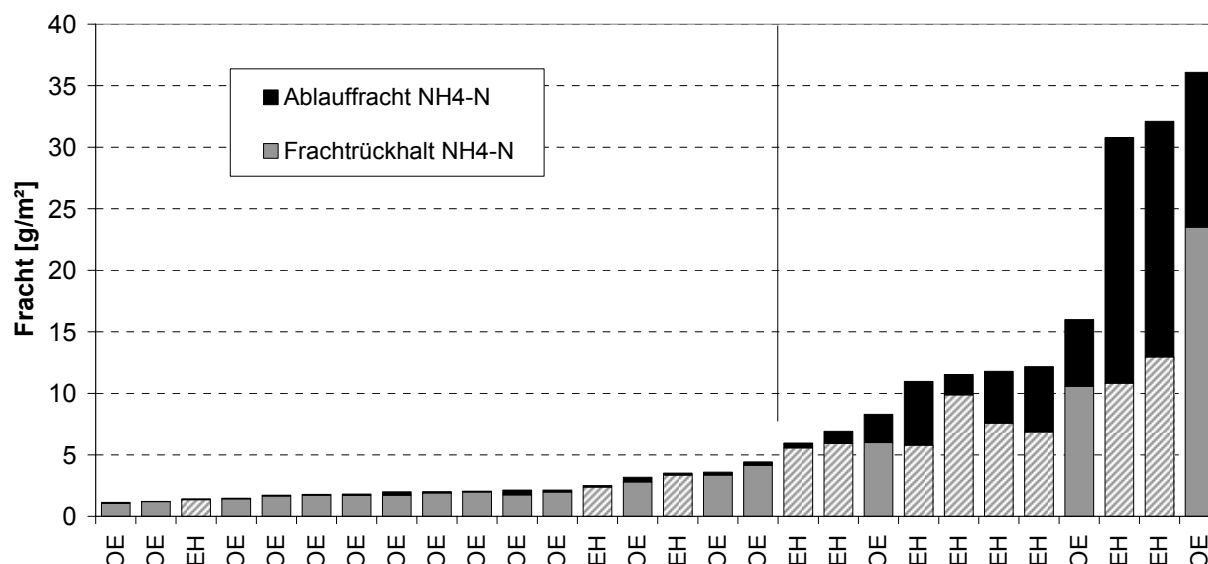


Abbildung 4-42: Sortierte Frachtrückhalte + Ablaufrachten $\text{NH}_4\text{-N}$ in EH (schraffiert) und OE

Für den RBF OE liegen nur wenige Ereignisse mit hohen Ablaufrachten vor. Die beiden größten Frachteinträge traten bei sehr geringen Beschickungsintensitäten auf, sodass von einem ungesättigten Filterkörper bei gleichzeitig inhomogener Verteilung der Flächenbelastung ausgegangen wird. Vor allem der höchste Frachtrückhalt wird vor diesem Hintergrund auf einen ungewöhnlichen Beitrag der Nitrifikation am $\text{NH}_4\text{-N}$ Rückhalt zurückgeführt. Lediglich ein Ereignis mit einem Frachteintrag von rund 8 g/m^2 führte bei Filtereinstau zu einem teilweisen Konzentrationsdurchbruch. Da die dabei eingestellte Drosselung als Ursache einer möglichen Leistungsminderung erkannt wurde, fehlt für den RBF OE ein geeignetes Kalibrierereignis.

Ein Vergleich der Ergebnisse beider Anlagen führt zu dem Schluss, dass Ähnlichkeiten vorliegen. Bis zu einem Frachteintrag von rund 5 g/m^2 zeigt sich ein weitgehender Rückhalt. Geringe Abweichungen davon wurden in OE auf die Erhöhung der Drosselabflussspende zurückgeführt. Über diese Belastungsgrenze hinaus treten stark erhöhte Ablaufrachten auf. Dass teilweise gleichzeitig stärkere Frachtrückhalte entstehen, wird durch zwei Ursachen begründet: Einerseits können durch überdurchschnittliche Zulaufkonzentrationen höhere Sorptionsleistungen erreicht werden, andererseits wird im Teileinstau die Nitrifikation begünstigt.

Aufgrund der erkannten Übereinstimmung wird es für Simulationsstudien als möglich erachtet, Erkenntnisse beider Anlagen aufeinander zu übertragen. Der RBF EH liefert dabei vor allem die Möglichkeit zur Darstellung von Überlastungen. Der RBF OE hingegen eignet sich zur langfristigen Betrachtung. In diese können auch die Einflüsse des organischen Filtrats eingebracht werden, weil die Anlage seit Inbetriebnahme beprobt wurde und somit der Ausgangszustand erfasst werden kann.

4.3.4 Diskussion und Zusammenfassung des Anlagenvergleiches

Nach dem Vergleich der Eigenschaften der betrachteten RBF-Anlagen und der Auswertung der Messergebnisse kann eine Beurteilung der Übereinstimmungen und Unterschiede vorge-

nommen werden. Im Hinblick auf die Simulationsarbeiten ist dabei von besonderem Interesse, ob die geringere Anzahl der Ereignisse in EH die Befunde aus OE ergänzt, bestätigt oder widerlegt.

Die beiden betrachteten RBF-Anlagen weisen sehr unterschiedliche hydraulische Belastungscharakteristika auf. Der RBF EH zeigt vor allem in P2 weit überdurchschnittliche Stapelhöhen, die eine Erweiterung der breiteren Datengrundlage OE darstellen. Dagegen liefert OE die Möglichkeit, den Einfluss einer Vielzahl kleinerer und mittlerer Ereignisse an der Gesamtbilanz einzuschätzen.

Die stoffliche Belastung hinsichtlich des CSB_{hom} unterscheidet sich in der partikulären Fraktion, die gelösten Anteile weisen eine vergleichbare Bandbreite auf. Die Leistungsfähigkeit der Reinigungsprozesse wird als vergleichbar erachtet, auch Indizien zu wirkenden Einflussfaktoren bestätigen sich gegenseitig. Daraus ergeben sich Möglichkeiten einer Verifizierung anlagenspezifischer Annahmen, speziell zur Stärkung der in OE nur teilweise durchgeführten fraktionierten Messungen. Für die Trockenphase stellen die Stichproben der orgN-Bestimmungen als Anteil des CSB in EH einen wertvollen Hinweis zum möglichen Umfang der Ammonifizierung auch in OE dar.

Die Datengrundlage zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit bezüglich anorganischer Stickstofffraktionen zeigt eindeutige Abweichungen. Liefert OE nur wenige Beispiele einer Überlastung gegenüber NH₄-N, so mangelt es in EH an Möglichkeiten der Bilanzierung ohne den Einfluss der Denitrifikation. In Summe ergibt sich daraus eine erweiterte Basis zur Ermittlung von Schätzwerten. In der Beurteilung des Stickstoffhaushaltes zeigt OE aufgrund der fehlenden Filterüberläufe den Vorteil der gesicherten Bilanzierung.

Als Fazit der Gegenüberstellung kann die Möglichkeit zur Ergänzung von Teilaspekten aus EH zu der breiten Datengrundlage OE festgehalten werden. Vor allem die Hochlastereignisse in EH während P2 können in der Simulationsstudie zur Kalibrierung der RBF-Modelle im Vorfeld einer Langzeitstudie OE herangezogen werden. Dabei sind die vollständig beprobten Ereignisse aus EH zu bevorzugen. Die Übereinstimmungen der Anlagen reichen insgesamt soweit, dass nicht nur die Erkenntnisse der Großtechnik vergleichbar sind, sondern auch die Ergebnisse aus den im Folgenden dargestellten zusätzlichen Untersuchungen übertragbar erscheinen. Dies war aufgrund der unterschiedlichen Betriebsbedingungen nicht zu erwarten.

4.4 Laborversuche mit Säulen

Laborversuche mit Sandsäulen erfolgten mit abweichenden Zielsetzungen. Aus den Ergebnissen mit RBF-Bezug (TU Kaiserslautern) wurde eine mehrmonatige Intensivmessphase als besonders geeignete Datengrundlage zur Nachbildung der Reinigungsleistung unter variierenden Randbedingungen ausgewählt (vgl. Kap. 3.1.3). Die Wiedergabebeschränkung von Ergebnissen mit PKA-Bezug (BOKU Wien) auf Tracerversuche ist durch die Ähnlichkeit von hydraulischen Betriebsbedingungen zwischen PKA und RBF bedingt, wohingegen sich die Reinigungsleistungen aufgrund der stark abweichenden Belastungscharakteristiken kaum vergleichbar darstellen.

4.4.1 RBF-Säulenversuche

Die als Datengrundlage zur Simulation ausgewählten Versuche (Kap. 3.1.3.1) stellen einen Auszug einer über 16 Monate durchgeführten Messkampagne dar (vgl. Tabelle A 1), in der teilweise außergewöhnlich hohe hydraulische wie stoffliche Belastungen der Filtersäulen umgesetzt wurden. Gleichzeitig erfolgte eine starke Variation der Trockenphasendauern. In die ausführliche Auswertung wurden nur Versuche mit der Standarddrosseleinstellung $0,01 \text{ l(s}\cdot\text{m}^2)$ an der Rheinsandsäule A (RSA) aufgenommen.

Bewertungen der Versuchsergebnisse wurden von Schmitt et al (2006) sowie detaillierter von Woźniak (2007) vorgenommen. Die hier dargestellten Auszüge fassen die gewonnenen Erkenntnisse zusammen und werden um simulationsspezifische Aspekte ergänzt. Die Wiedergabe der Ergebnisse nach Woźniak (2007) bezieht sich zur besseren statistischen Auswertung teilweise nicht nur auf die Intensivmessphase, sondern auf die gesamte Messreihe. Im Hinblick auf eine langzeitliche Nachbildung wird die Belastungsfolge der Intensivmessphase hervorgehoben und die anfängliche Einfahrphase vernachlässigt. Einzelereignisse werden erst später im Vergleich mit Simulationsergebnissen als Grundlage zur Modellkalibrierung gesondert herausgestellt (Kap. 5.2 & 7.1).

4.4.1.1 Hydraulische Belastungen

Einen Überblick über die Versuchsabfolge und die zugehörigen Stapelhöhen innerhalb der Intensivmessphase liefert Abbildung 4-43. Da am Versuchsstand Filterüberläufe vermieden wurden, entsprechen die Zulaufvolumina rechnerisch den Ablaufvolumina. Trat gegen Versuchsende mit fortgeschrittener Entleerung eine deutliche Unterschreitung der Drosselabflussspende auf, so wurden die verbleibenden Restvolumina weder hydraulisch noch stofflich erfasst.

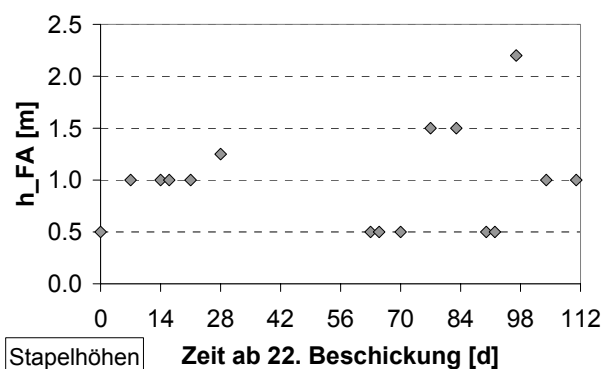


Abbildung 4-43: Stapelhöhen und Abfolge der Intensivmessphase RBF-Säulenversuche

Die in Abbildung 4-43 dargestellten Datenpunkte verweisen jeweils auf den Versuchsbeginn. Infolge des gedrosselten Ablaufes sollten die gezeigten Abstände nicht direkt als Trockenphasen angesehen werden, da eine Flächenbelastung von $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ erst nach ca. 14 h den Filterkörper durchwandert hat. Durch den Einsatz von Schlauchquetschpumpen zur Ablaufdros-

selung konnte die gewählte Drosselablaufspende von $0,01 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{m}^2)$ unter ständiger Kontrolle gut eingehalten werden. Eine Darstellung von Ganglinien des Ablaufes erscheint daher nicht sinnvoll. Zusätzliche Kontrollen der Ablaufgeschwindigkeit erfolgten durch Bestimmung der Einstauhöhen im Versuchsverlauf, die als Kriterium zur Beurteilung hydraulischer Modelle herangezogen wird (vgl. Kap. 7.1.1). Die höchste hydraulische Belastung ($h_{\text{FA}} = 2,2 \text{ m}$, ES35) wird in der vorliegenden Arbeit vielfach zur Modellkalibrierungen herangezogen.

Die in BoFi 2 außerhalb der Intensivphase durchgeführten Versuche weisen keine Extrema auf. Sie besitzen überwiegend Stapelhöhen von $0,5 \text{ m}$ und zeigen auch hinsichtlich der stofflichen Belastungen keine Besonderheiten. Als weitere Extrembelastung kann ein durch Woźniak (2007) ergänzend durchgeführter Versuch angesehen werden, der mit einem zeitlichen Abstand von 340 d zur 22. Beschickung folgte (ES40). Mit einer Stapelhöhe von $2,5 \text{ m}$ ergibt sich die Möglichkeit zur Validierung von Simulationsergebnissen der Intensivmessphase.

4.4.1.2 CSB

Die in der folgenden Abbildung dargestellten stofflichen Beladungen wurden als volumengewichtetes Mittel berechnet, wenn die Konzentrationen von Teilbeschickungen voneinander abwichen. Eine Varianz der Belastung innerhalb eines Ereignisses wurde jedoch weitgehend verhindert, sodass der Informationsverlust durch die Angabe von Mittelwerten gering ist.

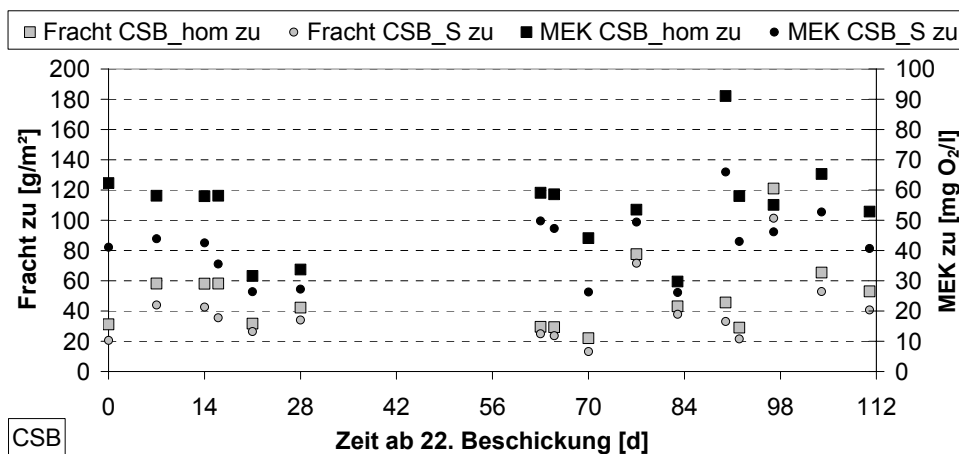


Abbildung 4-44: Zulauffrachten und MEK CSB Intensivmessphase RBF-Säulenversuche

Die Zulaufkonzentrationen des CSB_hom liegen zumeist im Bereich von $40 - 60 \text{ mg O}_2/\text{l}$, der auf Basis von Literaturdaten und den Untersuchungsergebnissen des RBF EH gewählt worden war. Abweichungen ergaben sich dann, wenn zur Herstellung des Beschickungswassers das Abwasser auf $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zielkonzentrationen verdünnt wurde. Der gelöste Anteil der Zulaufkonzentrationen folgt den Schwankungen des Gesamt-CSB. Die aus der Differenz von CSB_hom und CSB_S berechneten Konzentrationen liegen zwischen 4 und $25 \text{ mg O}_2/\text{l}$ (Median $12 \text{ mg O}_2/\text{l}$), was einem Anteil von $8 - 40 \%$ (Median 21%) an der Gesamtkonzentration entspricht. Daraus ist ersichtlich, dass trotz Vorfiltration mittels Seidentuch erhebliche partiku-

läre Anteile im künstlichen Mischwasser verbleiben. Im Vergleich zum RBF EH und vor allem zum RBF OE ist jedoch anzumerken, dass das Übergewicht gelöster Anteile nicht den Ergebnissen großtechnischer Untersuchungen entspricht.

Die aus den Stapelhöhen und zugehörigen Konzentrationen berechneten Frachten belegen die hohe Varianz von Belastungscharakteristiken. Infolge der Kombination von hohen hydraulischen mit hohen stofflichen Belastungen ergibt sich zwischen kleinster und größter Zulauf-fracht eine Abweichung um den Faktor 6, während die Konzentrationen maximal um das dreifache abweichen. Ein Vergleich mit vorliegenden Ergebnissen von RBF-Anlagen zeigt eine gute Nachbildung der Abfolgen im mittleren bis hohen Bereich. Extrem schwache Belastungen wurden im Labor nicht gezielt umgesetzt.

Die in Abbildung 4-45 dargestellten Frachtrückhalte und Wirkungsgrade in Abhängigkeit von den infiltrierten Frachten nach Woźniak (2007) liefern eine Übersicht über die Reinigungsleistungen im Untersuchungszeitraum. Dabei beziehen sich die infiltrierten Frachten lediglich auf die gelösten Anteile. Hinsichtlich der partikulären Anteile wird ein vollständiger Rückhalt angenommen, sodass die im Ablauf bestimmten Frachten als vollständig gelöst angesehen werden. Die Darstellungen der Ergebnisse während der Intensivmessphase finden sich im Vergleich zu Simulationsergebnissen in Kap. 7.1.3.

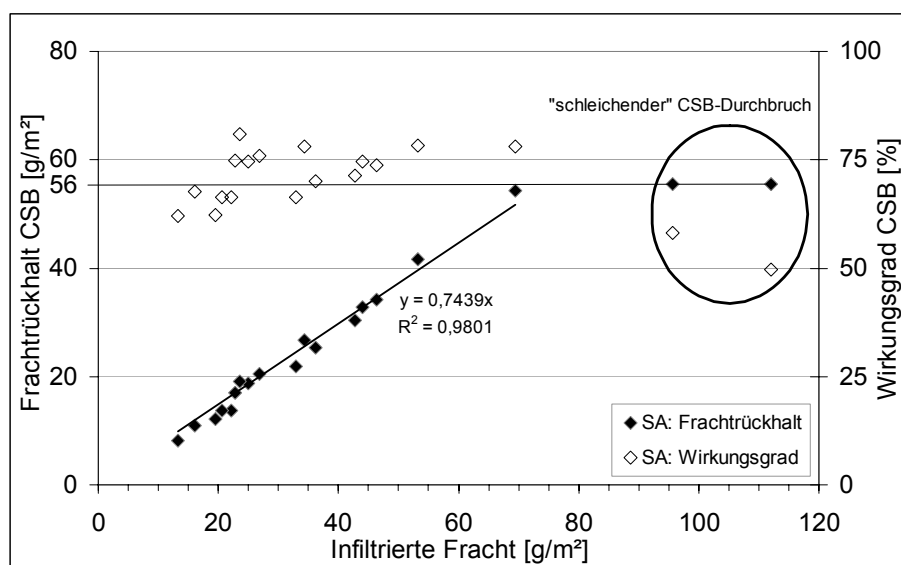


Abbildung 4-45: Ereignisbezogene CSB_S-Frachtbilanzen RSA (Woźniak, 2007)

Die ermittelten ereignisbezogenen Wirkungsgrade weisen bis zu einer Flächenbelastung von rund 70 g/m² einen Schwankungsbereich von 62 bis 81 % auf. Die Untersuchungen von einzelnen Einflussfaktoren wie Trockenphasendauern oder vorangehende Belastungen als Ursache der Abweichungen lieferten keinen eindeutigen kausalen Zusammenhang, vielmehr wird von verursachenden Kombinationen der Randbedingungen ausgegangen. Die Regressionsanalyse der Frachtrückhalte in Abhängigkeit der filtrierten Frachten liefert eine gute Korrelation eines mittleren Wirkungsgrades von ca. 74 %. Übersteigt die infiltrierte Fracht den kritischen

Wert von rund 70 g/m^2 , so wächst der maximale Frachtrückhalt von 56 g/m^2 nicht weiter an (Woźniak, 2007).

Ein weiteres Untersuchungsziel des Messprogramms war die Auswirkung unterschiedlicher Drosseleinstellungen auf die Reinigungsleistung. Als Ergebnis kann für durchschnittliche Stapelhöhen festgehalten werden, dass sich die Erhöhung der Drosselabflussspende von $0,01$ auf $0,03$ oder gar $0,05 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ im untersuchten Belastungsbereich bis zu 70 g/m^2 nicht im Wirkungsgrad niederschlägt (Schmitt et al., 2006). Untersuchungen von Hochlastereignissen ($h_{\text{FA}} > 1 \text{ m}$) belegen einen Rückgang des Wirkungsgrades auf unter 70% (Woźniak, 2007).

4.4.1.3 Stickstofffraktionen

Die Verdünnung des Abwassers zur Herstellung des künstlichen Beschickungswassers wurde nur in Ausnahmefällen im Hinblick auf eine gewünschte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration durchgeführt. Im Regelfall ergaben sich die Zulaufkonzentrationen der anorganischen Stickstofffraktionen aus den Abwasserkonzentrationen und dem Mischungsverhältnis. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen schwankten dabei zwischen $0,5$ und $1,6 \text{ mg/l}$, während der Intensivmessphase kann von einer quasi konstanten Belastung im Bereich von 1 bis $1,5 \text{ mg/l}$ ausgegangen werden. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastungen sind als mittlere Konzentrationen ebenso wie als flächenspezifische Frachten in Abbildung 4-46 angegeben.

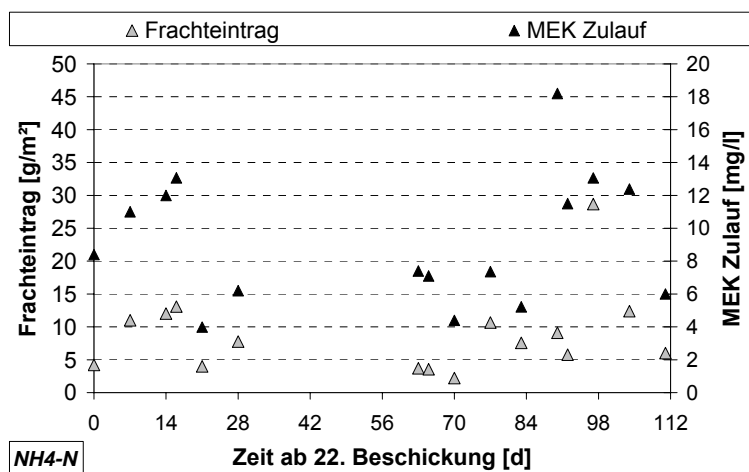


Abbildung 4-46: Zulauffrachten und MEK $\text{NH}_4\text{-N}$ Intensivmessphase RBF-Säulenversuche

Aufgrund der Herstellungsmethode ergaben sich für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen nur selten Werte im gewünschten Bereich von $4 - 6 \text{ mg/l}$. Die darüber hinausgehenden Belastungen liegen in Bereichen, die im Vergleich zu üblichen Mischwasserentlastungen ($1,5$ bis 8 mg/l nach Welker, 2004 / $6,3 \text{ mg/l}$ Median nach Uhl, Kasting, 2002) als hoch bis sehr hoch eingestuft werden sollten. In Verbindungen mit den mindestens durchschnittlichen hydraulischen Belastungen ergeben sich sehr hohe, gewollte Frachtbelastungen.

Werden die Zulauffrachten der Laborversuche den Ergebnissen der beiden großtechnischen Anlagen gegenübergestellt, so kann für den RBF OE festgehalten werden, dass sich die rea-

len Belastungen weitaus geringer darstellen. Am RBF EH wurden besser vergleichbare Zulaufmengen ermittelt, die jedoch im Mittel auch unter den Laborbedingungen liegen. Dieser Aspekt sollte bei der Übertragung der Erkenntnisse zwischen den Untersuchungsmaßstäben besonders beachtet werden, da das am RBF EH abgeleitete Schema des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes nur für eine Frachtbelastung von 2,5 bis 5 mg/l Gültigkeit besitzt (Dittmer, 2006).

In die Frachtbilanzen der Reinigungsleistung für $\text{NH}_4\text{-N}$ nach Woźniak (2007) wurden dieselben Beschickungen einbezogen wie bei den CSB-Bilanzen (vgl. Abbildung 4-45). Die Zusammenstellung für den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtrückhalt und die Wirkungsgrade einzelner Beschickungen sind in Abbildung 4-47 dargestellt. Die Ablaufmengen während der Intensivmessphase sind im Vergleich zu Simulationsergebnissen in Kap. 7.1.4 zu finden.

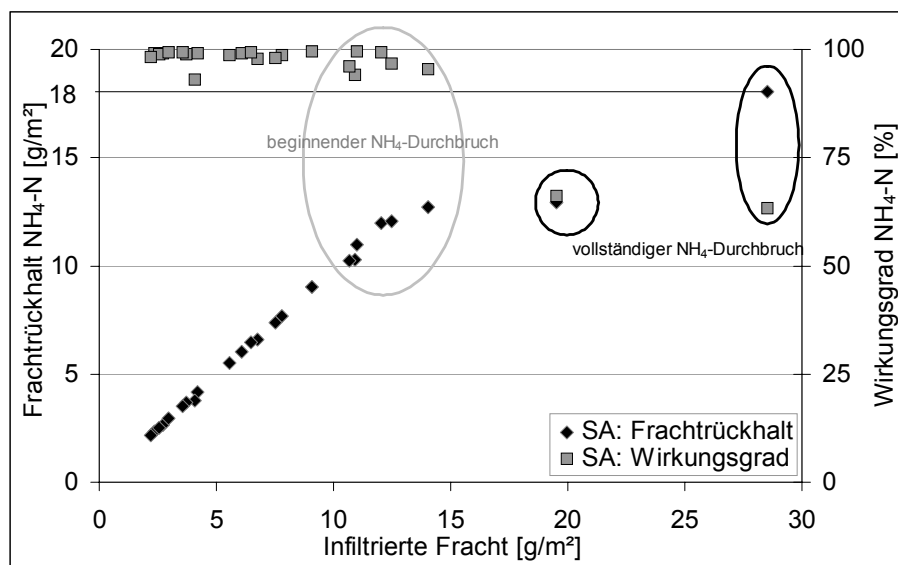


Abbildung 4-47: Ereignisbezogene $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtbilanzen RSA (Woźniak, 2007)

Der Vergleich der Wirkungsgrade mit den infiltrierten Frachten belegt einen quasi vollständigen Rückhalt bis zu einer Belastung von rund 10 g/m^2 . Darüber hinaus gehende Einträge werden zwar auch weitgehend zurückgehalten, führen aber gegen Versuchsende zu einem Konzentrationsanstieg im Ablauf. Dies wird bis zu infiltrierten Frachten von rund 15 g/m^2 als „beginnender Durchbruch“ interpretiert, bei noch höheren Belastungen durchdringen die Zulaufkonzentrationen den gesamten Filterkörper und brechen somit vollständig durch. Der höchste gemessene Frachtrückhalt von 18 g/m^2 tritt bei der maximal infiltrierten Fracht auf (Säulenereignis ES35, $h_{\text{FA}} = 2,2\text{m}$, 15.02.2005) und wird neben der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption auf Nitrifikationsprozesse während der Betriebsphase zurückgeführt (Woźniak, 2007). Der 2. vollständige Durchbruch bezieht sich auf einen ergänzenden Versuch nach der Intensivmessphase (Säulenereignis ES40, $h_{\text{FA}} = 2,5\text{m}$, 15.08.2005). Die Bedingungen wichen dabei vom üblichen Vorgehen ab, da nach einer fünfmonatigen Trockenphase lediglich 2 „Reaktivierungsbeschickungen“ (h_{FA} jeweils 0,5m) im Abstand von 20 bzw. 18 d vor dem Hochlastereignis durchgeführt wurden.

Neben $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde $\text{NO}_3\text{-N}$ als weitere Stickstofffraktion im Ablauf untersucht. Die Ergebnisse konnten in Verbindung mit Untersuchungen der vorherrschenden Milieubedingungen zu einer $\text{NO}_3\text{-N}$ -Bilanzierung von eingetragenen, ausgetragenen, nitrifizierten und denitrifizierten Frachten genutzt werden. Die gewonnenen Erkenntnisse belegen, dass bei Stapelhöhen größer 1 m zumeist 20 – 30 % des infiltrierten $\text{NH}_4\text{-N}$ bereits während der Betriebsphase oxidiert werden. Als prägende Einflussfaktoren werden die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration, die Versuchsdauer und die Sorptionskapazität des Filtersubstrates genannt. Da sich diese Befunde nicht mit dem Kenntnisstand der Großtechnik decken, bleibt festzustellen, dass sich der streng zweistufig angenommene Prozess des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes (Sorption in Betriebsphase, Nitrifikation in Trockenphase) nicht uneingeschränkt unter Laborbedingungen nachbilden lässt (Woźniak, 2007). Eine Darstellung und Diskussion der ausgetragenen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten findet sich im Zusammenhang mit Simulationsergebnissen in Kap. 7.1.4. Durch die Nachbildung von Modellvorstellungen lassen sich die Effekte der Nitrifikation während der Trockenphase und während der Betriebsphase sowie der Mineralisierung getrennt voneinander betrachten.

Als Randbedingung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes wurde ebenso wie für CSB eine Variation der Drosselabflusspende untersucht. Die Ergebnisse belegen, dass die Belastungsgrenze eines weitgehenden Rückhaltes mit der Erhöhung des Drosselablaufes von 0,01 auf 0,05 l/(s*m²) von 15 auf 11 g/m² sinkt. Woźniak (2007) schließt daraus, dass die ablaufenden Sorptionsprozesse als kinetisch angesehen werden müssen. Offen blieb dabei jedoch der mögliche Einfluss der Nitrifikation, obwohl sich eine um 80 % verringerte Aufenthaltszeit auch auf Abbauprozesse auswirkt.

4.4.1.4 Milieubedingungen im Filterkörper

Die Reduktion des CSB hängt stark vom Sauerstoffdargebot ab. Innerhalb der Intensivmessphase wurden vor allem bei extremen Belastungen Sauerstoffmessungen im Tiefenprofil umgesetzt, da sich vorhergehende, allein stehende Messungen im Ablauf als nicht ausreichend zur Beurteilung der vorherrschenden Milieubedingungen erwiesen (Uhl et al., 2007).

Die in Abbildung 4-48 dargestellten vertikalen Sauerstoffprofile zeigen die Veränderungen des Sauerstoffdargebotes mit fortschreitendem Filterdurchsatz. Zu Beginn des Ablaufes (0 mm) kann das infiltrierte Wasser im gesamten Filterkörper als O_2 -gesättigt angesehen werden. Mit fortschreitender Versuchsdauer (250 mm, 500 mm) zeigen sich im Überstau und im oberen Bereich des Substrates die Auswirkungen aerober mikrobieller Umsatzprozesse. Der besonders starke Rückgang in einer Tiefe von 10 cm erscheint im Zusammenhang mit der Verteilung der aktiven Biomasse (vgl. Kap. 4.6.3) als plausibel. Im Ablauf finden sich auch dann noch relativ hohe Konzentrationen, wenn an der Filteroberfläche schon anoxische oder gar anaerobe Zustände auftreten. Daraus kann geschlossen werden, dass durch den Kontakt mit der bei betrieblicher Sättigung verbliebenen Porenluft eine starke Belüftung stattfindet. Nach Ende des Filtereinstaus hat bei einem Durchsatz von 750 mm bereits eine Wiederbelüftung des oberen Filterkörpers durch Kontakt mit der Raumluft stattgefunden, während im Ablauf eine Verminderung der Sauerstoffanreicherung durch die Porenluft erkennbar ist.

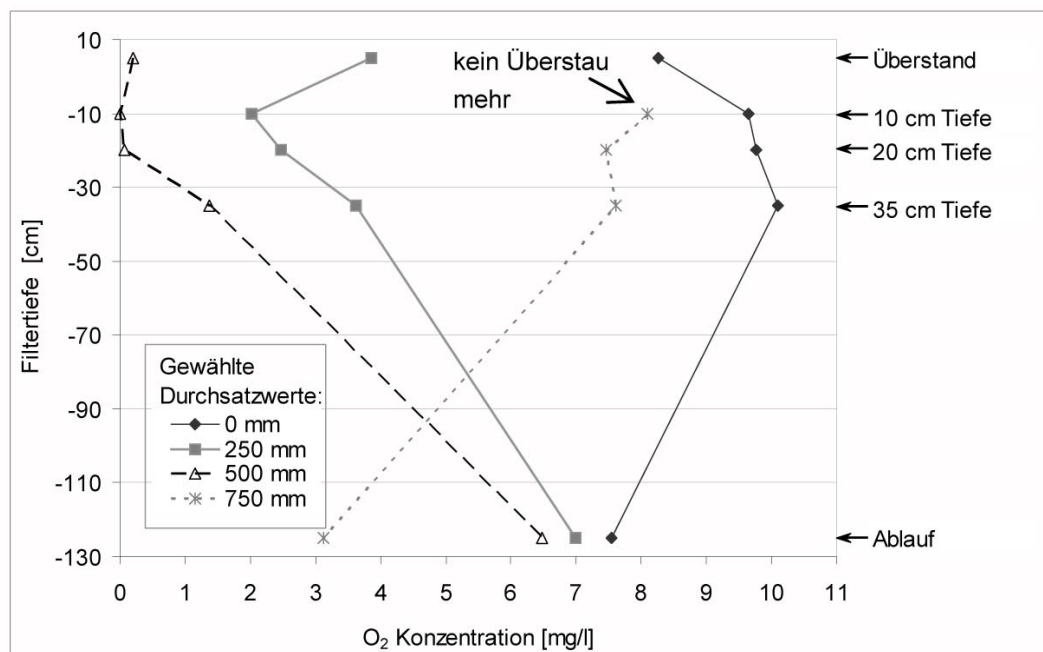


Abbildung 4-48: Durchflussbezogene vertikale Sauerstoffprofile RSA (ES36, $h_{FA} = 1,0$ m) (Woźniak, 2007)

Als Erkenntnis aus der gewählten Betrachtung ist einerseits feststellbar, dass während der Betriebsphase im Filterkörper gleichzeitig aerobe, anoxische und anaerobe Zonen mit variierender Ausdehnung auftreten können. Dazu sind Stapelhöhen von mindestens 1,0 m erforderlich. Andererseits wird die Verringerung der Kontaktzeit der CSB-verursachenden Substanzen mit der aktiven Biomasse als Ursache für den Rückgang des CSB-Wirkungsgrades bei Erhöhung der Drosselabflussspende angesehen (Woźniak, 2007).

4.4.1.5 Zusammenfassung und simulationsspezifische Schlussfolgerungen

Im Hinblick auf die Nachbildung der Wirkweise von RBF sind Erkenntnisse der Säulenversuche zur Beurteilung der Reinigungsleistung festzuhalten und zu beurteilen. Ein Vergleich mit Erfahrungen aus anderen Untersuchungsmaßstäben erfolgt in Kap. 4.7.

Der CSB wurde im Zulauf in den Fraktionen CSB_X und CSB_S erfasst. Bezüglich partikulärem CSB wird ein vollständiger Rückhalt festgestellt, für gelöste Anteile ein Rückhalt mit konstantem Wirkungsgrad bis zu einer kritischen Flächenbelastung. Der Wirkungsgrad verringert sich bei wachsender Drosselabflussspende in geringem Umfang, als Ursache wird eine verringerte hydraulische Aufenthaltszeit angesehen. Oberhalb der kritischen Flächenbelastung von 70 g/m^2 erfolgt keine weitere CSB-Reduktion, was im Wesentlichen auf das fehlende Sauerstoffangebot zurückgeführt werden kann.

Zur Nachbildung dieser eindeutigen Zusammenhänge mögen einfache Ansätze geeignet sein. Für beide Fraktionen können konstante Wirkungsgrade angesetzt werden, bei CSB_S erscheint zudem eine Abfrage der kritischen Belastung erforderlich. Bei abweichender Drossel-einstellung können andere Werte für den Wirkungsgrad eingesetzt oder eine Prozesskinetik eingeführt werden. Eine detailliertere Betrachtung zeitabhängiger Vorgänge bezüglich CSB_S

mag eine räumliche Differenzierung, eine Beschreibung des Sauerstoffdargebotes (und damit der Porenluft) und eine quantitative Angabe der aktiven Biomasse erfordern.

Hinsichtlich $\text{NH}_4\text{-N}$ erscheint die Grenze der Reinigungsleistung nicht eindeutig bestimmbar. Bis zu einer kritischen Flächenbelastung erfolgt ein nahezu vollständiger Rückhalt, der unter Laborbedingungen sowohl auf Sorption als auch auf eine spontane Nitrifikation zurückgeführt wird. Dass Stoffrückhalt und Stoffumsatz nicht zeitlich entkoppelt ablaufen, wird auf die im Vergleich zu Mischwasserentlastungen hohen Konzentrationen zurückgeführt. Als Indiz zur Trennung dieser beiden Prozesse wurden von Woźniak (2007) $\text{NO}_3\text{-N}$ -Messungen herangezogen. Die Ablaufkonzentrationen werden jedoch durch den Austrag des in der vorhergehenden Trockenphase oxidierten $\text{NH}_4\text{-N}$ stark überlagert und können zudem durch Denitrifikation in anoxische Filterzonen reduziert auftreten. Einzelne Komponenten dieser Prozessvorstellungen können in Modellrechnungen überprüft werden. Als Referenzversuche sollten dazu vornehmlich ES35 aus der Intensivmessphase ($h_{\text{FA}} = 2,2 \text{ m}$) und in Ergänzung ES40 ($h_{\text{FA}} = 2,5 \text{ m}$) aufgrund der vollständigen Durchbrüche herangezogen werden.

Als vereinfachte Modellvorstellung können Stoffrückhalt und Stoffumsatz in ihrer Wirkung bis zu einer kritischen Flächenbelastung von rund 10 g/m^2 zunächst gemeinsam durch einen quasi vollständigen Rückhalt beschrieben werden. Wird bei mischwassertypischen Konzentrationen von einem zweistufigen Prozess ausgegangen, so könnten höhere Konzentrationen als Kriterium zur Nitrifikation innerhalb der Betriebsphase herangezogen werden, während im Bereich niedriger Belastungen innerhalb des Einstaus nur Sorptionsprozesse angenommen werden. Die Bedingungen zur Reduktion der über die kritische Belastungsgrenze hinaus infiltrierten Frachten können bisher nicht eindeutig identifiziert werden. Es kann zu vermutet werden, dass Nitrifikation auch nach Erschöpfung der Sorptionskapazität stattfindet, sofern die Milieubedingungen geeignet sind. Gleichzeitig können jedoch auch Sorptionsprozesse unter Sauerstoffmangel ablaufen. Als Indiz zur Nitrifikation nach Erschöpfung der Sorptionsfähigkeit wird von Woźniak (2007) angeführt, dass bei Ablaufganglinienbestimmungen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruch zeitgleich mit einem Absinken der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen einsetzt und daher durch Sauerstoffmangel bedingt wird. Einen Ansatz zur Überprüfung von Modellvorstellungen liefert die Erkenntnis, dass der gesicherte Frachtrückhalt bei einer Erhöhung der Drosselabflussspende von $0,01$ auf $0,03 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ schon bei rund 8 g/m^2 nicht mehr gegeben ist. Der Vorstellung, dass dies auf kinetische Sorptionsprozesse zurückzuführen ist, kann entgegengehalten werden, dass sich auch die Voraussetzungen zur Nitrifikation ändern. Wird bei einem Rückgang des Wirkungsgrades für CSB auf die Verringerung der hydraulischen Aufenthaltszeit verwiesen, so kann die gleiche Ursache auch die Nitrifikation betreffen.

Eine Überprüfung der Prozessvorstellungen mittels detaillierter Simulationen erfolgt in Kap. 5.2. Eine Diskussion möglicher vereinfachter Modellierungsansätze findet sich in Kap. 6 und Anhang A2. Dabei werden zu den spezifischen Anforderungen des Labormaßstabes vor allem die in der Großtechnik gewonnenen Aspekte berücksichtigt. In Kap. 7.1 erfolgt zudem die Betrachtung einzelner Ereignisse der Intensivmessphase, die zur Modellkalibrierung verwendet wurden.

4.4.2 Exkurs: PKA-Säulenversuche

Da die PKA-Säulenversuche zur Eignungsprüfung alternativer Filtersubstrate betrieben wurden (vgl. Kap. 3.1.3.2), sollte unterschieden werden, ob die Ergebnisse auf RBF übertragbar sind. Für hydraulische wie stofftransportliche Untersuchungen erschien eine Simulationsstudie auch im Hinblick auf RBF interessant, wohingegen die Stoffumsatzprozesse in der vorliegenden Arbeit keine Beachtung finden.

4.4.2.1 Hydraulik

Abbildung 4-49 zeigt die Ergebnisse in Gegenüberstellung der 10 unterschiedlichen Substrate, wobei AS (Austrian Sand) als Größenvergleich in beiden Teilen dargestellt ist. Bei Quervergleichen zwischen den Teilabbildungen sollte die Maßstabänderung der Größenachse beachtet werden.

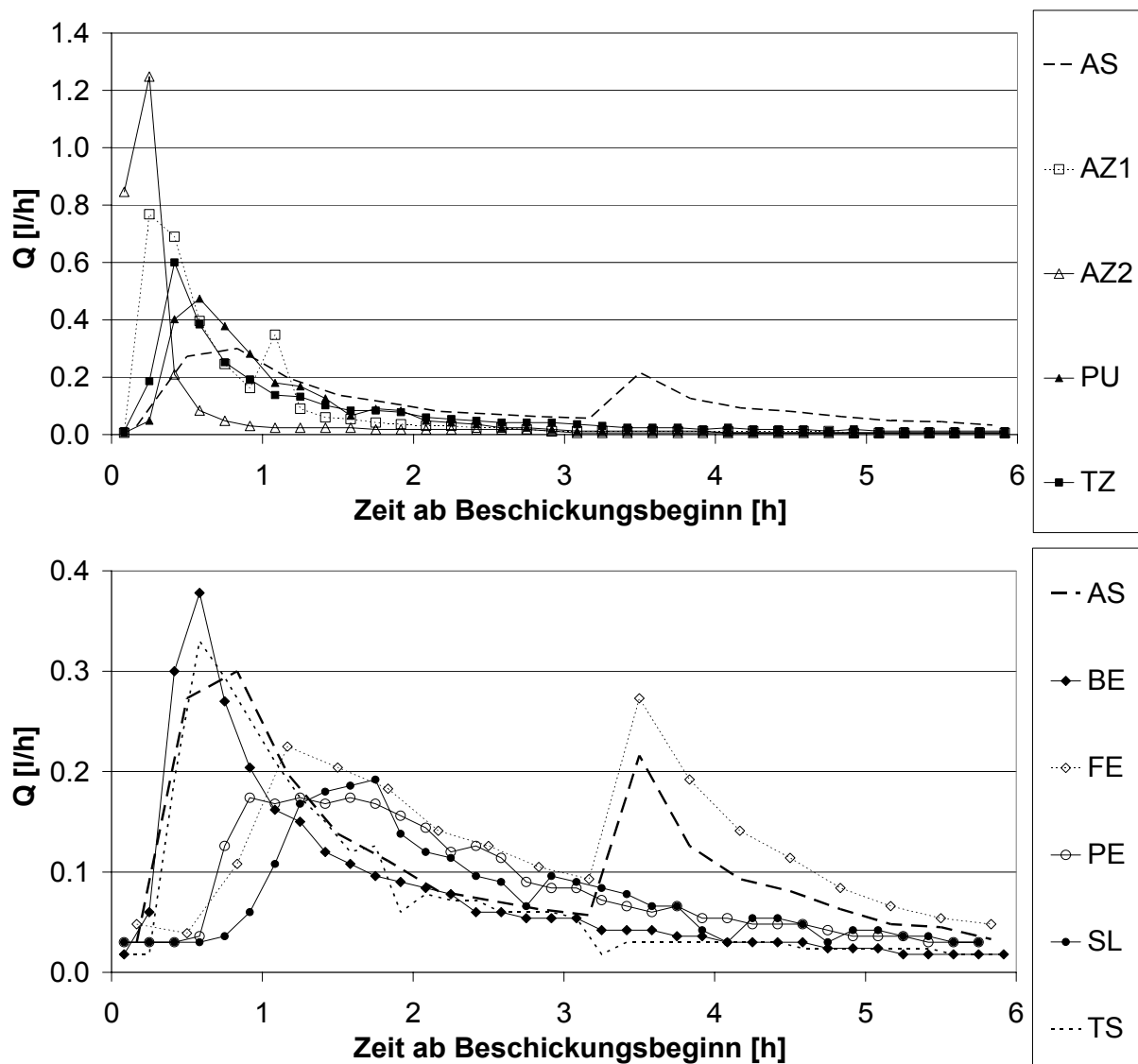


Abbildung 4-49: Gemessene Ablaufganglinien PKA-Säulenversuche

Die Unterschiede in Korngrößenverteilung und Kornform prägen die ungesättigte Durchströmung des Filterkörpers. Während die grobkörnigen und gleichförmigen Zeolithe wie auch der Bimsstein hohe Ablaufintensitäten zu Beginn mit anschließend stark abfallenden Kurven aufweisen, zeigen alle anderen alternativen Substrate Ablaufganglinien im Bereich der verwendeten Sande auf. Für den 2. Peak in den Intensitäten des Sandes AS und des Spezialsubstrates FE konnten keine plausiblen Erklärungen angegeben werden.

4.4.2.2 Tracerversuche

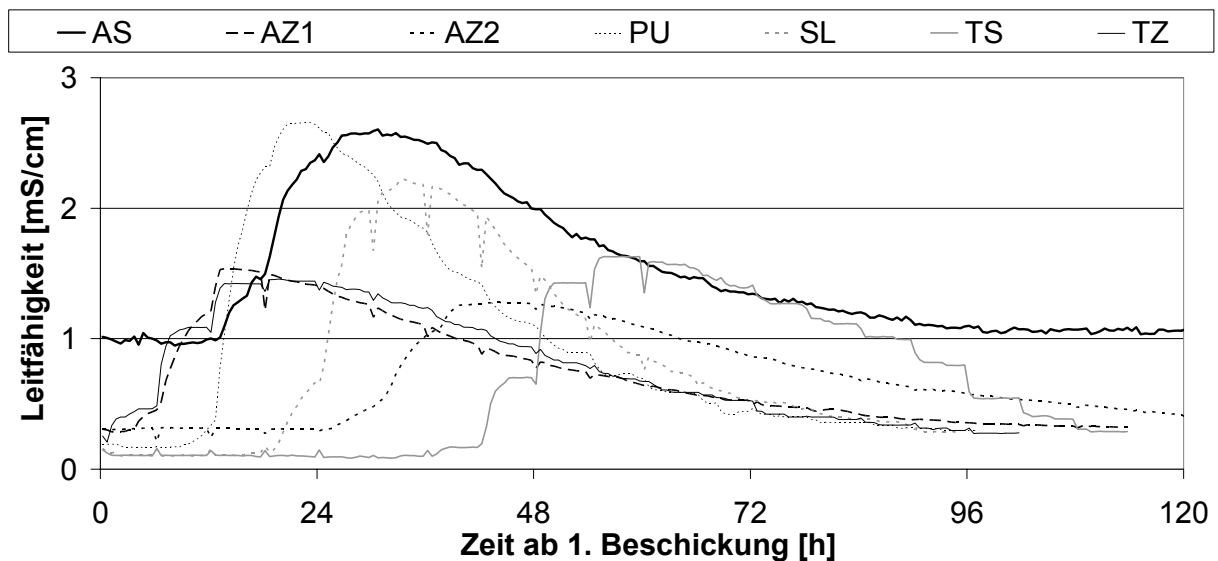


Abbildung 4-50: Unbeeinflusste Leitfähigkeitsganglinien Tracerversuche PKA-Säulen

Die Leitfähigkeitsmessungen der in Abbildung 4-50 dargestellten Substrate weisen übliche Verläufe aus. Im Vergleich sind wiederum die unterschiedlichen Substrateigenschaften erkennbar. Während bei der Mehrzahl der Tracerdurchbruch innerhalb der ersten 20 h beginnt, erscheint der Konzentrationsanstieg bei der Schlacke (SL), einem Zeolith (AZ2) und einem Sand (TS) stark verzögert. Weiterhin ist bei dem Sand AS erkennbar, dass die Kurve des Tracerdurchbruches von ca. 1 mS/cm ausgeht und auch auf diesen Wert wieder abfällt. Dieses Verhalten wurde auf eine die Messung beeinflussende Hintergrundkonzentration zurückgeführt. Einflüsse auf die Messung wurden auch bei den weiteren Substraten verstärkt festgestellt (Abbildung 4-51).

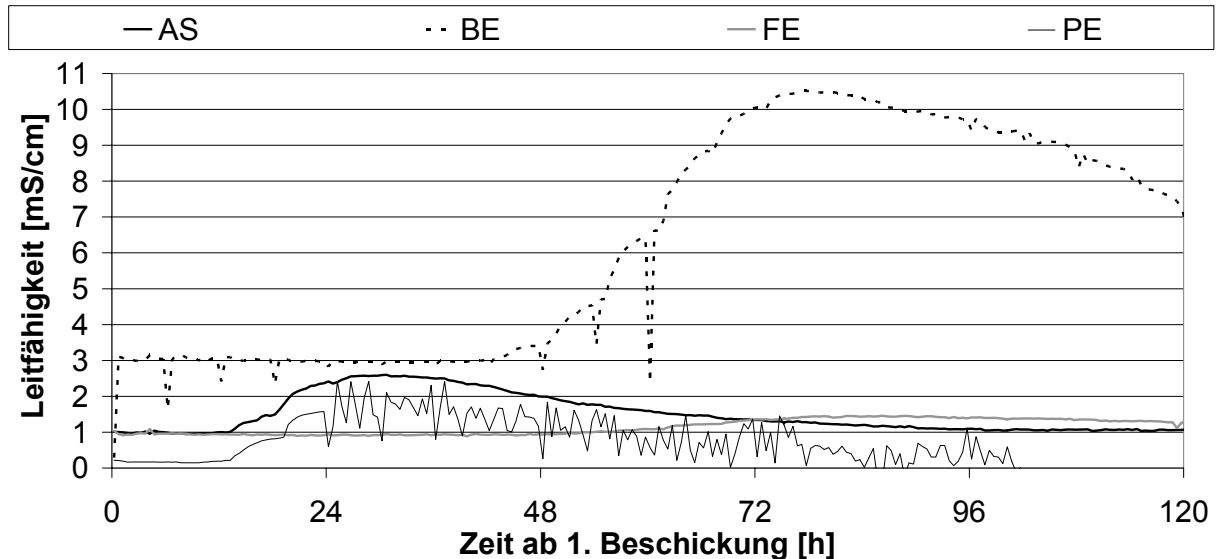


Abbildung 4-51: Beeinflusste Leitfähigkeitsganglinien Tracerversuche PKA-Säulen

Ähnlich wie bei AS konnte auch bei FE eine Hintergrundkonzentration ausgemacht werden, die bei dem Spezialsubstrat jedoch dazu führt, dass der Tracerdurchbruch stark überlagert wird. Bei der Messung für Perlit wurden erhebliche Konzentrationsschwankungen festgestellt, deren Ursachen jedoch unbekannt sind. Am weitesten entfernt von einem zu erwartenden Ergebnis erscheint der Tracerdurchbruch beim Betonbruch, hier wurde ein systematischer Fehler in der Einstellung der Messinstrumente vermutet. Unabhängig davon beginnt der Durchbruch erst sehr stark verzögert.

4.4.2.3 Zusammenfassung PKA-Säulenversuche

Aus PKA-Säulenversuchen wurden die Ergebnisse der hydraulischen Untersuchungen und der Tracermessungen selektiert, da eine Überprüfung der Modellanwendung von CW2D hinsichtlich der vielfältigen Materialeigenschaften auch in Bezug auf RBF sinnvoll erscheint. Bei der Bewertung von Simulationsergebnissen sollte beachtet werden, dass der stark ungesättigte Betrieb in RBF nur in seltensten Fällen auftritt.

Die Messergebnisse weisen sowohl bei Durchströmung als auch bei Stofftransport eine breite Streuung zwischen den einzelnen Säulen auf, die sich auf die stark variierenden Materialeigenschaften zurückführen lässt. In ihrer Gesamtheit erscheinen die Messungen der Reihe plausibel, auch wenn einzelne systematische Fehler unerklärlich blieben.

4.5 Laborversuche mit Nutschen

Die Ergebnisse im kleinskaligen Maßstab wurden in 2 getrennten Versuchsreihen gewonnen, die sich inhaltlich ergänzen (vgl. Kap. 3.1.4). Neben der Auswertung von Ganglinien in diesem Kapitel sollten zur Interpretation der gewonnenen Erkenntnisse auch die ergänzenden Inkubationsversuche betrachtet werden (vgl. Kap. 4.6.2.2).

4.5.1 Untersuchung der Reinigungsleistung VN1

Aufgrund der in Kap. 3.1.4.3 dargestellten Ursachen bezieht sich Datenauswahl auf oberflächennahe Horizonte. Das Filtermaterial der Nutschen K, N und P wurde aus einer Tiefe von 0-5 cm gewonnen, während die Nutschen E, H, und J die Tiefe 5-10 cm repräsentieren.

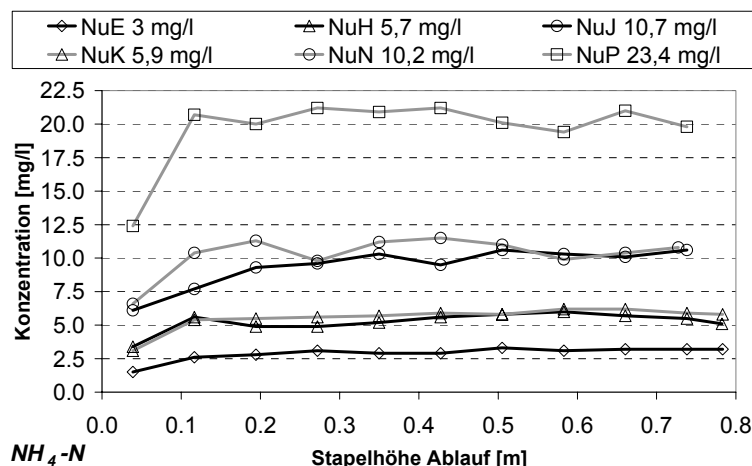


Abbildung 4-52: Ablaufganglinien $\text{NH}_4\text{-N}$ in VN1 (Meyer, 2005)

Die in Abbildung 4-52 verglichenen $\text{NH}_4\text{-N}$ - Ablaufganglinien zeigen, dass die Ablaufkonzentrationen sich sehr schnell den Zulaufkonzentrationen (s. Legende) annäherten und sich somit ein vollständiger Durchbruch einstellte. Die auftretenden Schwankungen im späteren Verlauf werden dem üblichen Toleranzbereich von Versuchsdurchführung und Analytik zugeschrieben, ebenso wie der in der Legende angegebene recht hohe Wert der Zulaufkonzentration von Nutsche P (NuP) im Vergleich zur angestrebten Verdünnung auf 20 mg/l. Im Vergleich unterschiedlicher Schichten bei ähnlicher Zulaufkonzentration können zwischen NuH und NuK kaum Unterschiede ausgemacht werden. Im Vergleich von NuJ zu NuN kann der tiefer liegenden Schicht eine leicht erhöhte Sorptionsleistung zugeordnet werden.

Die beschriebenen Ergebnisse wurden als überraschend angesehen, da zum einen eine erhöhte Rückhalteleistung nahe der Oberfläche vermutet wurde, zum anderen die Sorptionswirkung insgesamt hinter den Erwartungen zurückblieb. Eine weitergehende Analyse dieser Ergebnisse erfolgt im Zusammenhang mit den Resultaten der zugehörigen Substratuntersuchung (vgl. Kap. 4.6.2.2).

Die in Abbildung 4-53 verglichenen $\text{NO}_3\text{-N}$ - Ablaufganglinien zeigen den üblichen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Peak als Spülstoß, der infolge der Nitrifikation des sorbierten $\text{NH}_4\text{-N}$ auftritt. Im Vergleich der Nutschen jeweils einer Schicht (NuE mit NuH und NuJ, NuK mit NuN und NuP) zeigen die homogenen Ergebnisse eine hohe Plausibilität, tendenzielle Abweichungen können auf leicht variierende Zulaufkonzentrationen (Angabe in Legende) zurückgeführt werden.

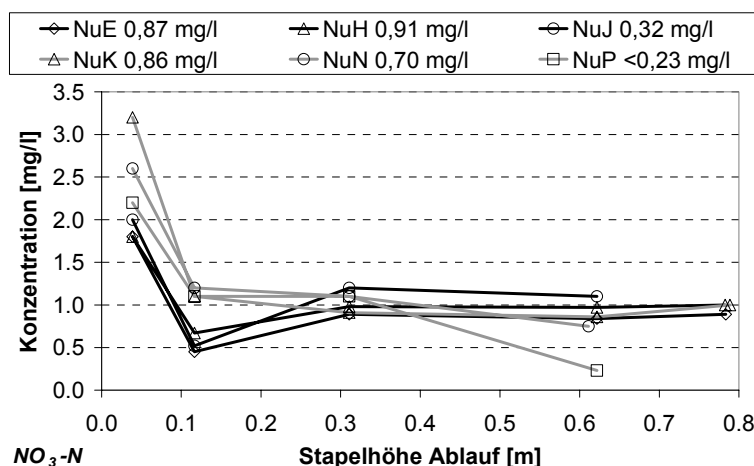


Abbildung 4-53: Ablaufganglinien NO₃-N in VN1 (Meyer, 2005)

Bei Vergleich der verschiedenen Tiefen miteinander ist in den ersten 1l – Mischproben ein erhöhter NO₃-N-Austrag aus der höchstgelegenen Schicht erkennbar. Dies wurde zunächst als Folge einer erhöhten NH₄-N-Sorption im vorangegangenen Ereignis angesehen, später jedoch auf den Abbau filtrierter organischer Stickstoffverbindungen zurückgeführt. Dieser neue Zusammenhang wird in den zugehörigen Substratuntersuchungen hergeleitet (vgl. Kap. 4.6.2.2).

Als weitere Auffälligkeit können die Konzentrationen der jeweils zweiten 1l – Mischproben erachtet werden, da diese weit unter den Zulaufkonzentrationen liegen. Für dieses Phänomen konnte bisher keine schlüssige Ursache ermittelt werden, ein systematischer Fehler in der Analytik wird jedoch auch aufgrund von Mehrfachbestimmungen ausgeschlossen. Ein ähnliches Phänomen beschreibt Woźniak (2007) für die Ergebnisse bei Säulenversuchen mit offener Begründung.

Zusammengefasst wurde in VN1 das hoch gesteckte Ziel der vielfältigen Kombination unterschiedlicher Randbedingungen nicht vollständig erreicht. Die in der Auswahl dargestellten Ergebnisse lieferten jedoch erste Erkenntnisse und eine brauchbare Datengrundlage für Simulationsstudien (Meyer et al., 2006). Als wenig brauchbar erwiesen sich vor allem die Versuche bezüglich größerer Filtertiefen. Diese Einschränkung bezieht sich jedoch nicht auf die ergänzenden Substratuntersuchungen.

4.5.2 Untersuchung der Reinigungsleistung VN2

Um die in VN1 verbliebenen Datenlücken zu schließen und die bereits vorhandenen Ergebnisse zu überprüfen, erfolgte die Umsetzung von VN2 (vgl. Kap. 3.1.4.4). Die Ergebnisse der Versuche sind in Abbildung 4-54 für NH₄-N und in Abbildung 4-55 für NO₃-N dargestellt.

Die Durchbruchkurven für NH₄-N beziehen sich auf gleichzeitig durchgeführte Nutschenversuche, deren Filtermaterial aus verschiedenen Tiefen der Sandsäulen entnommen wurde. Im Zusammenhang mit einer gedrosselten Ablaufgeschwindigkeit von 0,01 l/(s·m²) ist für alle Versuche erkennbar, dass innerhalb von 2 h ein Konzentrationsanstieg auf über 5 mg/l auftritt.

Da eine unerwünschte Nitrifikation im Vorlagebehälter des Beschickungswassers festgestellt wurde, kann dies mit einem vollständigen Durchbruch gleichgesetzt werden.

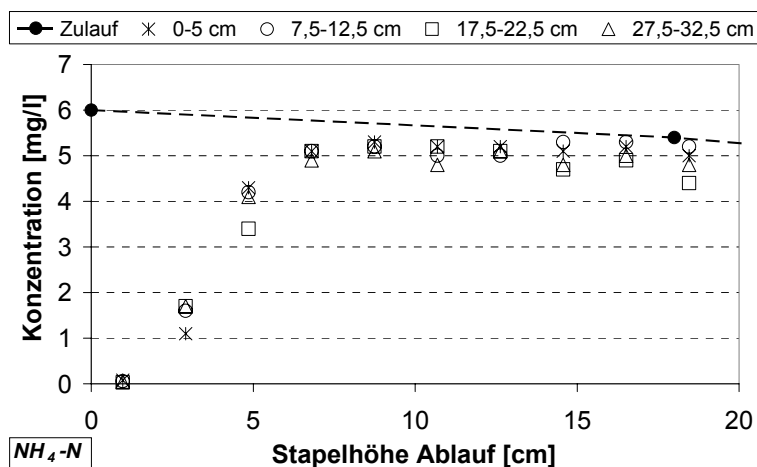
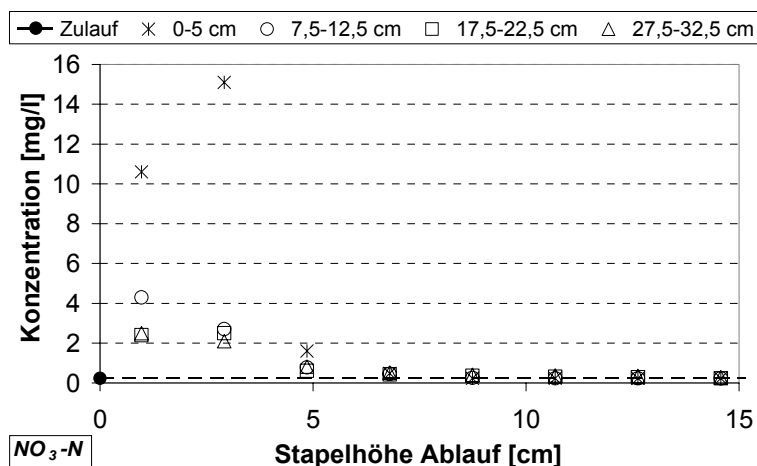


Abbildung 4-54: Durchbruchkurven $\text{NH}_4\text{-N}$ für unterschiedliche Entnahmetiefen VN2

Die hohe Deckung aller Messungen unabhängig von der Tiefe stützt die Vermutung aus VN1, dass die Sorptionskapazität bezüglich des $\text{NH}_4\text{-N}$ im Filterkörper homogen verteilt ist. Im Rahmen von VN1 wurde als mögliche Ursache angenommen, dass sich durch die Mischung des Filtermaterials ein Abrieb des Biofilms einstelle, der bei der Beschickung im Glasfaserfilter verbliebe und die Sorptionsleistung verfälsche. Da die Umsetzung des Substrates von den Säulen in die Nutsen in VN2 störungsfrei erfolgte und ein Edelstahlsieb verwendet wurde, kann diese Vermutung nun ausgeschlossen werden.

Dennoch überrascht die Erkenntnis der Homogenität im Zusammenhang mit der Betrachtung der Verteilung der Biomasse (Kap. 3.1.5.5), da diese mit zunehmender Tiefe abnimmt. Die fehlende Korrelation zwischen Verteilung von Mikroorganismen und Sorptionskapazitäten führt zu dem Schluss, dass die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption nicht von der aktiven Biomasse bestimmt wird. Da auch die abiotische Sorption als maßgebender Faktor auszuschließen ist, wird vermutet, dass sich mit der Einföhrung des Filtermaterials ein Film organischen Ursprungs auf der Kornoberfläche bildet, der das $\text{NH}_4\text{-N}$ adsorbiert. Mit dieser These erscheint erklärbar, warum sich auch nach längeren Trockenphasen keine Reduktion der Sorptionsfähigkeit erkennen lässt. Ob der vermutete Oberflächenfilm mit EPS (vgl. Kap. 2.4.3.2) gleichzusetzen ist, wird als Gegenstand der Forschung angesehen.

Entgegen der Resultate der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption zeigt sich bei den Ablaufkurven bezüglich des $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrags ein tiefenabhängiges Bild (Abbildung 4-55). Vor allem der oberflächennahe Bereich weist eine Konzentrationsspitze auf, die mit zunehmender Tiefe verflacht. Der Peak tritt bezüglich der oberflächennahen Schicht erst in der zweiten 0,25 l – Mischprobe auf, weil der Filterkörper vor Beschickungsbeginn bedingt durch die Eigenheiten des Versuchsstandes zu sättigen war. Dazu musste zuvor das Unterstauvolumen mit entionisiertem Wasser gesättigt werden, welches in der Folge die 1. Mischprobe dominiert.



Abbildungung 4-55: Ablaufganglinien $\text{NO}_3\text{-N}$ für tiefenabhängiges Filtermaterial VN2

Auch dieses Resultat wird als Bestätigung der Ergebnisse aus VN1 in Zusammenhang mit den Substratuntersuchungen angesehen, hier jedoch auf ein erweitertes Tiefenprofil mit ausgeprägteren Effekten. Der höchste $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag erscheint dort, wo eine weitgehende Filtration stattfindet und die höchsten Populationsdichten von Mikroorganismen vorzufinden sind. Dass oberflächennah auch der meiste Sauerstoff verfügbar ist, wird im Vergleich zur Nährstoffverfügbarkeit als Ursache der Populationsverteilung als nebensächlich erachtet, da sich die Unterschiede vermutlich in den Trockenphasen ausprägen.

4.6 Physikalische und biochemische Untersuchungen der Filtersubstrate

Die ergänzenden Substratuntersuchungen dienten einerseits der Ermittlung von für Simulationsrechnungen benötigten Größen, andererseits der Erweiterung des Kenntnisstandes der ablaufenden Vorgänge innerhalb der Filterkörpers. Aufgrund der unterschiedlichen Zielsetzungen der einzelnen Messungen stellt dieses Kapitel zunächst eine Reihung von Aspekten mit abweichenden Bezügen dar. Im abschließenden Unterkapitel 4.6.4 werden die jeweiligen Erkenntnisse in die Gesamtbetrachtung der Datengrundlage eingeordnet.

4.6.1 Physikalische Kenngrößen

Als physikalische Kennwerte sollten hier in Bezug auf Simulationsrechnungen die in Kap. 3.1.5.1 genannten Größen beachtet werden. Die dort beschriebenen Methoden führen teilweise zu abweichenden Ergebnissen und sind daher in ihrer Eignung zu überprüfen. Neben Messwerten der in den RBF EH und OE verwendeten Substrate und des in den simulierten Laborversuchen hauptsächlich verwendeten Rheinsandes (RS) wurde in die Datensammlung auch ein Lavasand (LS) und der in BoFi 3 verwendete Flusssand (FS) aufgenommen. Dadurch können die Abweichungen der fluvialen Sande untereinander zu den Ergebnissen eines Sandes vulkanischen Ursprungs in Relation gesetzt werden. Zusätzlich werden Eingangsgrößen für den während der Laborversuche in Deck- und Drainageschicht verwendeten Feinkies angegeben.

4.6.1.1 Ergebnisse RBF-Säulenversuche, RBF Ensheim und Oberelsungen

Die Ermittlung der Dichte der verwendeten Substrate dient als Eingangsgröße zur Nachbildung des Stoffrückhaltes durch Sorption. Dabei wird für die Berechnung der sorbierten Konzentration ein Bezug der zurückgehaltenen Frachten auf die Masse des Filtermaterials hergestellt, welche über Volumen und Dichte definiert ist.

Tabelle 4-10: Messwerte der Lagerungsdichte [kg/dm^3] für verschiedene Substrate

Substrat	Messwert	Methode	Projektbezug	Quelle
Ensheim	1,6	Densiometer	BoFi 1/2	Dittmer (2006)
Oberelsungen	1,58	k. A.	Kassel	Waldhoff (2008)
Rheinsand	1,58	n. w.	BoFi 1/2 (VN1)	Meyer, (2005)
Lavasand	1,47	n. w.	BoFi 2	
Flusssand	1,57	n. w.	BoFi 3 (VN2)	
Feinkies	1,52	n. w.	BoFi 1-4	Meyer, (2005)

Abkürzungen: k. A. keine Angabe, n. w. nicht wissenschaftlich

Die Messergebnisse der Lagerungsdichte (Tabelle 4-10) liegen für alle relevanten Sande und den in den Laborversuchen mit Säulen und Nutschen verwendeten Feinkies eng beieinander. Für beide großtechnische Anlagen kann überschlägig ein Wert von $1,6 \text{ kg/dm}^3$ angenommen werden. Der Vergleich der Densiometermessung des Substrates EH mit der nicht wissenschaftlichen Methodik für den im Labor verwendeten RS weist eine hohe Übereinstimmung auf, sodass die vereinfachte Methodik als ausreichend zur Gewinnung des Eingangsparameters erscheint.

Die Bestimmung von Wassergehalten erfolgte teilweise direkt und teilweise über Hilfsgrößen. Die in Tabelle 4-11 zusammengestellten Messwerte führen daher zu der Notwendigkeit der Auswertung hinsichtlich der gesuchten Zielgrößen (vgl. Gleichung 3-1).

Die Gesamtporosität (p) weist für RS und LS Abweichungen auf. Dies kann auf die abgerundete Kornform des fluvialen Sandes zurückgeführt werden, die einen geringeren Porenraum bildet als das vulkanische Material. Der Messwert des Rheinsandes deckt sich mit Literaturangaben von Schneider (1998) in einer Größenordnung von 40 bis 42 %.

Der Sättigungswassergehalt (Q_s) als direkte Eingangsgröße in das Modell CW2D kann hinsichtlich der Messergebnisse als nicht eindeutig angesehen werden. Vor allem die Unterschiede zwischen EH und dem vergleichbaren Substrat RS konnten in ihrer Ursache nicht belegt werden. Neben dem direkt gewonnenen Messwert für RS liegt die Möglichkeit der Interpretation der Summe aus Q_r und p_0 vor. Abhängig von der Bandbreite des Restwassergehaltes ergeben sich dabei Berechnungsergebnisse, die dem direkten Messwert entsprechen oder ihn leicht übertreffen. Der Messwert des Sandes OE deutet auf die Plausibilität dieser im Labor gewonnenen Daten hin.

Tabelle 4-11: Messwerte von Wassergehalten und Porositäten [Vol.-%]

Größe	Substrat	Messwert	Methode	Projektbezug	Quelle
p	Rheinsand	42	DIN EN 1936	BoFi 1/2 (VN1)	Woźniak (2007)
p	Lavasand	55	DIN EN 1936	BoFi 2	Woźniak (2007)
Qs	Ensheim	39,8	Volumenbilanz	BoFi 1/2	Dittmer (2006)
Qs	Oberelsungen	29,8	k. A.	Kassel	Waldhoff (2008)
Qs	Rheinsand	31,5	n. w.	BoFi 1/2 (VN1)	Meyer (2005)
Qs	Lavasand	43,5	n. w.	BoFi 2	
Qs	Flusssand	39,1	n. w.	BoFi 3 (VN2)	
Qs	Feinkies	40	n. w.	BoFi 1-4	
p ₀	Oberelsungen	> 14,1	n. w.	Kassel	Waldhoff (2008)
p ₀	Rheinsand	> 27,7	n. w.	BoFi 1/2 (VN1)	Woźniak (2007)
p ₀	Lavasand	> 39,2	n. w.	BoFi 2	Woźniak (2007)
Qr	Ensheim	8,1 – 8,5	k. A.	BoFi 1/2	Dittmer (2006)
Qr	Rheinsand	4 - 6	DIN 18128	BoFi 1/2 (VN1)	Woźniak (2007)
Qr	Rheinsand	4,7 – 5,5	n. w. (Glühen)	BoFi 1/2 (VN1)	Meyer (2005)
Qr	Lavasand	10 - 11	DIN 18128	BoFi 1/2	Woźniak (2007)
Qr	Flusssand	3,4 – 4,7	n. w. (Glühen)	BoFi 3 (VN2)	
Qr	Feinkies	4,7	n. w.	BoFi 1-4	

Abkürzungen: k. A. keine Angabe, n. w. nicht wissenschaftlich

Der Quotient p/Q_s repräsentiert den betrieblichen Sättigungsgrad. Er liegt für den Rheinsand nach Woźniak (2007) bei rund 77 %, wohingegen Dittmer (2006) von einer nahezu vollständigen Sättigung des Substrates EH im betrieblich gesättigten Zustand ausgeht. Vergleichbar hohe Sättigungen wurden auch bei Laborversuchen nach MUNLV (2003) festgestellt. Innerhalb der Modellrechnungen mit CW2D können bei entsprechender Beschickungsintensität Wassergehalte auftreten, die dem angegebenen Sättigungswassergehalt Q_s entsprechen. Insofern ist für die hydraulischen Bedingungen eine hinreichende Genauigkeit gegeben, wenn für Q_s der maximal gemessene Wassergehalt angenommen wird. Die Auswirkungen der stark abweichenden Sättigungsgrade sollten somit weniger in der Nachbildung der Wasserbewegung, sondern vielmehr im Belüftungspotential des Abwassers bei der Filterpassage gesehen werden.

Die effektive Porosität wurde jeweils im etablierten Filter bestimmt. Aufgrund der Randbedingungen der Ermittlung sind dabei keine exakten Messungen möglich, wenngleich die gewonnenen Erkenntnisse - wie bereits dargestellt - zur Überprüfung weiterer Methoden geeignet sind. Der in OE ermittelte Wert wird in Zusammenhang mit der durchgeführten schwallartigen Lysimeterbeschickung als nicht repräsentativ angesehen. Es wird vielmehr davon ausgegangen, dass sich im Betrieb der Großanlage betriebliche Sättigungen zwischen dem ermittelten effektiven und dem bestimmten maximalen Volumen einstellen (Waldhoff, 2008).

Die Bestimmung von Restwassergehalten liefert allgemein die weiteste Spanne an Ergebnissen. Dies kann auf die abweichenden Verhältnisse im Tiefenprofil sowie auf die Definition des Parameters selbst (vgl. Kap. 2.4.1.3) zurückgeführt werden. Aus den unterschiedlichen Methoden ergeben sich für RS und den in BoFi 3 eingesetzten fluvialen Sand weitgehend übereinstimmende Ergebnisse, wobei der höhere Wert durchgehend dem tiefstgelegenen Horizont der Probennahme entspricht. Messungen von Woźniak (2007) zeigen, dass sich im Kontaktbereich von Sand- und Drainageschicht bei weitgehender gravitativer Entleerung Restwassergehalte von über 20 % einstellen können, die schon wenige cm darüber auf die in Tabelle 4-11 genannten Werte zurückgehen. Die Kiesschicht selbst kann dabei gleichzeitig ein Wasservolumen von rund 5 % aufweisen. Im Mittel kann von einem Restwassergehalt des RS von rund 5 % ausgegangen werden, dies deckt sich mit Literaturangaben von Schneider (1998) in einer Größenordnung von 4,7 bis 5,7 %. Im RBF EH wurden von Dittmer (2006) Messwerte aufgezeigt, die auch nach einer mehrtägigen Trockenperiode weit über den im Labor ermittelten Größen liegen. Dies wird auf den in Verbindung mit der darüber liegenden Sedimentschicht auf den erhöhten Anteil organischer Partikel zurückgeführt. Für den RBF OE liegen keine vergleichbaren Messdaten vor.

Die Messungen der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_r -Wert) sollten im Zusammenhang mit dem Substratzustand beurteilt werden. Tabelle 4-12 gibt dazu einen Überblick:

Tabelle 4-12: Messwerte der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit [m/s]

Substrat (Zustand)	Messwert	Methode	Projektbezug	Quelle
Ensheim (etab.)	$1,1 \cdot 10^{-4}$	Darcy	BoFi 1/2	Dittmer (2006)
Oberelsungen (etab.)	k. A.			
Rheinsand (etab.)	$1,5 - 3,5 \cdot 10^{-4}$	Darcy	BoFi 1/2 (VN2)	Woźniak (2007)
Rheinsand (frisch)	$3,6 - 4,2 \cdot 10^{-4}$	n. w.	BoFi 1/2 (VN2)	Meyer, (2005)
Lavasand (etab.)	$3,5 \cdot 10^{-4}$	Darcy	BoFi 2	Woźniak (2007)
Flusssand (etab.)	$3,9 \cdot 10^{-4}$	n. w.	BoFi 3 (VN2)	
Feinkies	$> 0,01$	n. w.	BoFi 1-4	Meyer, (2005)

Abkürzungen: *etab.* etabliert, *k. A.* keine Angabe, *n. w.* nicht wissenschaftlich

Der Vergleich der verwendeten Substrate zeigt eine geringe Streuung von Messwerten. Bei Gegenüberstellung des Substrates EH mit dem etablierten bzw. frischen RS der Laborversuche ist ein systematischer Rückgang der Leitfähigkeit erkennbar. Dies wird durch die Bildung einer Sedimentschicht im RBF begründet, die ebenso wie die Filtration und die Ausbildung eines Biofilms in den Laborversuchen zu einer leichten Verringerung der Durchlässigkeit beitragen. Die Verwendung der vereinfachten Methode des Volumendurchsatzes einerseits und die Anwendung des Darcy-Gesetzes zur Auswertung der Wasserspiegelhöhen im Retentionsraum und im Standrohr andererseits zeigen im Vergleich der Verfahren ein stimmiges Gesamtbild.

4.6.1.2 Exkurs: Ergebnisse PKA-Säulenversuche

Im Hinblick auf die Simulation der Tracerversuche an den PKA-Säulen wurden verschiedene Verfahren zur Ermittlung der Eingangsparameter angewandt (vgl. Kap. 3.1.5.1). Tabelle 4-13 gibt einen Überblick der gewonnenen Ergebnisse.

Tabelle 4-13: Übersicht Ergebnisse Bodenparameterbestimmung zu Simulationszwecken

Substrat	Dichte	Kf-Wert	p	Qs	Qr1	Qr2
[-]	[kg/dm ³]	[1 * 10 ⁻³ m/s]	[Vol.-%]	[Vol.-%]	[Vol.-%]	[Vol.-%]
TS	1,72	6,23	36,1	32,6	28,6	22,8
AS	1,79	3,03	30,6	36,1	30,5	28,2
SL	1,07	14,6	50,7	62,7	33,5	25,3
PE	1,52	8,01	30,5	34,6	29,6	26,6
PU	1,38	5,18	34,5	35,6	35,1	33,7
BE	1,56	9,28	44,8	40,3	47,1	30,3
FE	0,69	6,33	70,8	71,8	77,7	61,6
TZ	0,89	15,3	52,4	52,2	32,9	27,7
AZ1	1,04	31,7	55,5	50,4	24,0	16,5
AZ2	1,02	46,4	51,2	49,2	21,0	16,4

Der Vergleich der Schüttdichten der unterschiedlichen Materialien zeigt eine große Bandbreite. Dabei weisen die verwendeten Sande die höchsten Werte auf, die auch im Vergleich zu anderen Sanden leicht überdurchschnittlich sind. Auch bei den gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten liefern die Sande im Verhältnis zu vergleichbaren Substraten leicht überdurchschnittliche Werte. Die alternativen Filtermaterialien besitzen durchgehend relativ hohe Leitfähigkeiten.

Die Bestimmung der Gesamtporositäten (p) indiziert ähnlich wie die zuvor diskutierten Parameter eine besonders hohe Spannweite der Materialeigenschaften. Die Sande zeigen hier übliche bis geringe Werte, die mit den Messungen der in Kap. 4.6.1.1 beschriebenen Sande nur bedingt vergleichbar sind. Die alternativen Materialien besitzen überwiegend höhere bis sehr hohe Porositäten. Die vereinfachte Bestimmung des Sättigungswassergehaltes (Qs) ist mit der normierten Porositätsmessung gegenüberzustellen. Hier zeigen sich teilweise gute Übereinstimmungen, mit einer Ausnahme liegen die Messwerte nicht weiter als 5,5 % auseinander. Wird die Porositätsmessung als ein exaktes Verfahren bewertet, so lassen sich mit der vereinfachten Bestimmung zumindest vergleichbare Größenordnungen ermitteln. Als nicht plausibel erscheint die Messung für AS, da Qs kleiner sein sollte als p. In Anbetracht des geringen Messwertes für p erscheint dieser zweifelhaft.

Die normierte Ermittlung der Restwassergehalte (Qr1) erscheint kaum plausibel, weil die Werte teilweise den Sättigungswassergehalt erreichen oder sogar übertreffen. Sie sollten durchgehend als zu hoch eingeschätzt werden. Die vereinfachte Bestimmung der Restwassergehalte (Qr2) liefert durchgehend kleinere Werte als das normierte Verfahren. In Bezug zu den Sät-

tigungswassergehalten lassen sich Unterschiede erkennen, dennoch erscheinen die Messwerte insgesamt noch immer als zu hoch. Daraus kann geschlossen werden, dass mit den gewählten wissenschaftlichen wie vereinfachten Verfahren keine geeigneten Ergebnisse erzielt wurden. Als gangbarer Weg verbleibt die Entnahme von Proben aus dem Versuchsstand mit anschließender Restwassergehaltbestimmung.

Aufgrund dieser Einschätzungen wurde den Kf-Werten die höchste Wertigkeit für die Simulationsarbeiten (Kap 5.2.1.2) zugeordnet. Als 2. Bezugsgröße wurden die Werte für die Sättigungswassergehalte herangezogen, um zu überprüfen, ob das vereinfachte Verfahren zur Ermittlung von Eingangsdaten ausreichend ist.

4.6.2 Ergänzende Untersuchungen zur Ermittlung der Reinigungsleistung

Zur Bestimmung der Sorptionsleistung des Filtermaterials bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ wurden abweichende Methoden angewandt. Die aufwändigste Durchführung bedingen die Nutschenversuche (Kap. 4.5), in deren Zusammenhang Substratuntersuchungen und Inkubationsversuche der Filterkörper umgesetzt wurden (Kap. 3.1.5.3), um den Verbleib der zurückgehaltenen Frachten zu betrachten. Da auch Schüttelversuche als Vorgehensweise zur Ermittlung von Sorptionsleistungen bekannt sind, wurde dieses Verfahren als alternative Methodik mit verringertem Aufwand herangezogen (Kap. 3.1.5.4). Der Vergleich der Ergebnisse ermöglicht eine Eignungsprüfung im gegebenen Zusammenhang.

Den gewonnenen Erkenntnissen aus dem Labormaßstab werden Ergebnisse aus Substratuntersuchungen des RBF EH vorangestellt. In Ergänzung zu den Betrachtungen von Dittmer (2006) werden simulationsspezifische Aspekte gesondert herausgestellt, um Unterschiede in der Nachbildung von Laborversuchen und Großtechnik aufzuklären.

4.6.2.1 Substrat- und Sedimentuntersuchungen des RBF Ensheim

Die Beurteilung von ein- und ausgetragenen Stoffströmen liefert nur wenige Möglichkeiten zur Gewinnung von Erkenntnissen über die Vorgänge innerhalb des Filterkörpers. Darüber hinaus beschränkt sich diese „black-box“-Methode weitgehend auf die Betriebsphase. Durch die Untersuchung von Substratproben können die internen Rückhalte- und Umsatzprozesse in erweitertem Umfang erfasst werden.

Das in Kap. 3.1.5.2 beschriebene Vorgehen liefert Ergebnisse zu den im Filterkörper vorhandenen $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen. Die gewählte hohe räumliche Auflösung und die Wiederholung der Probennahme in unterschiedlichen zeitlichen Abständen nach Ende des Filtereinstaus ermöglichen die zeitabhängige Betrachtung im Längsschnitt. Bei Betrachtung der gewonnenen Rohdaten sollte berücksichtigt werden, dass die Substratbelastungen nicht nur auf das jeweils vorhergehende Ereignis zurückzuführen sind, da sich Mineralisierungsvorgänge partikulärer Bestandteile langfristig auswirken. Für den in Abbildung 4-56 dargestellten zulaufnahen Schnitt A-A wird dies aufgrund des relativen Vergleiches vernachlässigt. Der Vergleich zeigt das Anwachsen der Summe von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ mit zunehmender Dauer

im Tiefenprofil (Sd Sediment, Ko / Ku Kiesschicht oben / unten, S Sand mit Angabe der Entnahmetiefe).

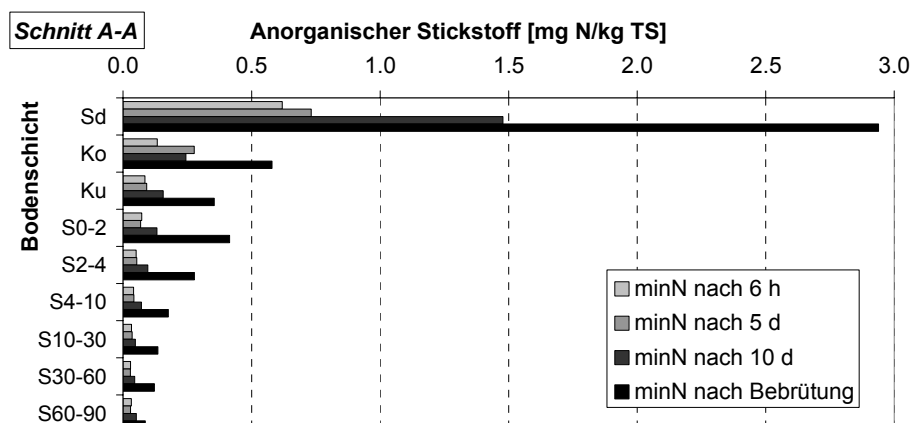


Abbildung 4-56: Zeitabhängiger Mineralisierungsfortschritt im Tiefenprofil im zulaufnahen Bereich (Rohdaten)

Für die Messung unmittelbar nach Filterentleerung (entspricht ca. 6 h nach Einstauende) kann davon ausgegangen werden, dass der mineralische Stickstoff (minN) weit überwiegend auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption zurückzuführen ist. Der Vergleich im zulaufnahen Tiefenprofil weist einen starken Gradienten zwischen Sediment und Kiesschicht auf, mit zunehmender Tiefe zeigt sich ein weiterer Rückgang. Dittmer (2006) begründet dies mit dem im Sediment enthaltenen Feinkornanteil (T+U) von 61 %, welcher im Gegensatz zum verwendeten Substrat eine hohe Sorptionsfähigkeit aufweist. Durch den Betrieb des RBF erfolgt ein Eindringen dieser Bestandteile bis in den obersten Bereich der Sandschicht (Invasion). Der Befund von minN bis in die tiefste untersuchte Schicht deutet auf eine Sorption durch Biofilm hin, da der Feinkornanteil dort sehr gering ist.

Mit ansteigender Dauer der Trockenperiode zeigen sich wachsende minN-Konzentrationen. Dies deutet auf die Mineralisierung organischer Anteile hin. Dass der relative Anstieg dabei oberflächennah am stärksten ausgeprägt ist, wird im Zusammenhang mit einer verstärkten Filtrationswirkung in den obersten Bereichen als plausibel angesehen. Weitgehend unabhängig von der Tiefe zeigt sich zudem, dass die Mineralisierung in der Zeit von 5 bis 10 d stärker ist als in den ersten Tagen nach der Filterentleerung. Nach Dittmer (2006) ist dies jedoch nicht auf eine verminderte Umsatzgeschwindigkeit der Mineralisierung zurückzuführen, sondern auf den erhöhten Stickstoffbedarf zum Zellwachstum. Die Ergebnisse liefern daher kaum Erkenntnisse zur Prozessgeschwindigkeit. Die Befunde der Bebrütung der nach 10 d gewonnenen Proben geben eindeutige Hinweise darauf, dass die filtrierte Partikel auch nach längeren Trockendauern als minN-Quelle wirken.

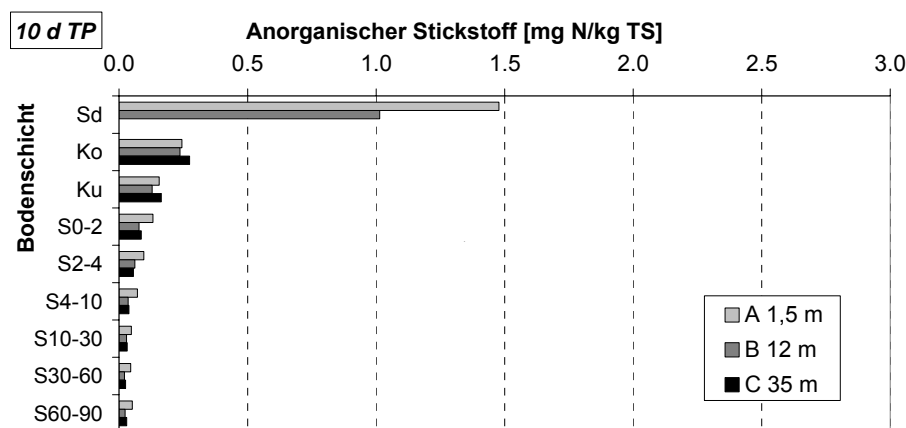


Abbildung 4-57: Vergleich der minN-Befunde im Tiefenprofil und im Längsschnitt nach 10 d Trockenperiode

Durch räumliche Verteilung der Probennahme bezogen auf die Filteroberfläche ergibt sich im Hinblick auf Simulationsarbeiten auch eine Beurteilung der horizontalen Dimension. Da aufgrund der schwachen Filterbelastung zulauffern keine Sedimentschicht ausgebildet wurde, liegt dazu kein Messwert vor. Der Vergleich der Schnitte A-A und B-B indiziert eine Korrelation zwischen Sedimentausbildung und minN-Belastung. Die Gegenüberstellungen der Messwerte in der Deckschicht und im Filterkörper belegen eine homogene Verteilung der Sorption und der Filtration im Längsprofil. Dies trifft auch auf die nicht dargestellten Untersuchungen zu früheren Zeiten während der Trockenperiode zu. Dieser Befund deckt sich nach Dittmer (2006) mit den in Längsrichtung einheitlich verteilten Feinkornanteilen (T+U).

Unter Beachtung der Vorbelastung des Substrates durch vorhergehende Ereignisse stellt Dittmer (2006) heraus, dass die Sorptionsleistung des Sedimentes aufgrund seiner im Vergleich zum Filterkörper geringen Masse begrenzt ist. Dieser Befund sei jedoch nicht zu verallgemeinern, da die Sedimentschicht im Vergleich zu anderen RBF-Anlagen schwach entwickelt sei und generell mit zunehmender Betriebsdauer an Bedeutung zunehme. Ergänzende Nutschenversuche zeigten, dass die maximale Beladung des Sedimentes die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption des Sandkörpers um den Faktor 10 bis 13 übertreffe.

4.6.2.2 Ergänzende Substratuntersuchungen zu VN1 (überarbeitet nach Meyer, 2005)

Während des Versuchsaufbaus der Nutschenversuche VN1 wurden aus den demontierten Säulen Proben zur Substratuntersuchung entnommen. Im Anschluss an die kleinskaligen Versuche wurden auch die jeweiligen Filterkörper zur Untersuchung übersendet (vgl. Kap. 3.1.5.3). Die Ergebnisse ermöglichen einen direkten Vergleich zwischen Substrat bzw. Sediment aus dem RBF EH mit dem Substrat aus den zugehörigen Säulen- und Nutschenversuchen.

Proben aus Sandsäulen

Die Proben der Sandsäulen lieferten Erkenntnisse über Verteilung verschiedener Stickstofffraktionen im Tiefenprofil. Die Probennahme erfolgte 5 d nach der letzten Säulenbeschickung mit einer Stapelhöhe von 0,5 m. Die Zulaufkonzentrationen ($\text{NH}_4\text{-N} = 9,7$ / $\text{NO}_3\text{-N} < 0,23$ / $\text{CSB}_\text{S} = 57$ / $\text{CSB}_\text{hom} = 89$ / $\text{BSB}_\text{S} = 27$ / $\text{BSB}_\text{tot} = 50$ [mg/l]) wurden im Ablauf für CSB_S und CSB_hom auf ca. 15 mg O_2/l reduziert, bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ und BSB_tot erfolgte ein fast vollständiger Rückhalt. Die Verteilung der Untersuchungsergebnisse der Substratproben vor Bebrütung ist in Abbildung 4-58 im Tiefenprofil unmaßstäblich dargestellt:

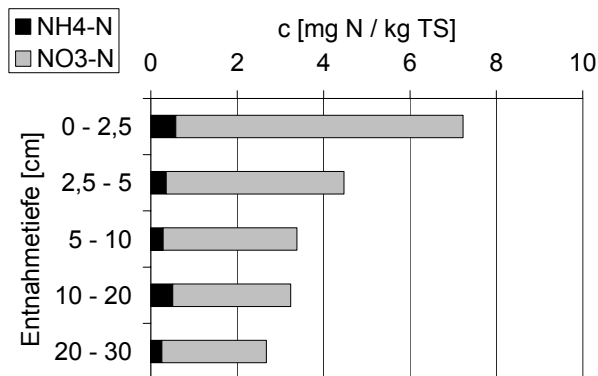


Abbildung 4-58: Verteilung anorganischer Stickstoff in unbebrüteten Proben über Filtertiefe (Meyer, 2005)

Die Ergebnisse zeigen eine hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Belastung, die die verbliebene Beladung mit $\text{NH}_4\text{-N}$ deutlich übersteigt. Aufgrund der geringen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf der letzten Säulenbeschickung war der identifizierte anorganische Stickstoff der unbebrüteten Proben somit zunächst der vorangegangenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption zuzuordnen. Im Tiefenprofil zeichnet sich ein Gradient ab, der auf die Mineralisierung des mindestens 5 Tage alten Filtrats zurückgeführt wird. Die Vermutung eines vertikalen Gradienten in der Sorptionsleistung wurde durch Auswertung der Nutschenversuche VN1 und VN2 widerlegt (Kap 4.5).

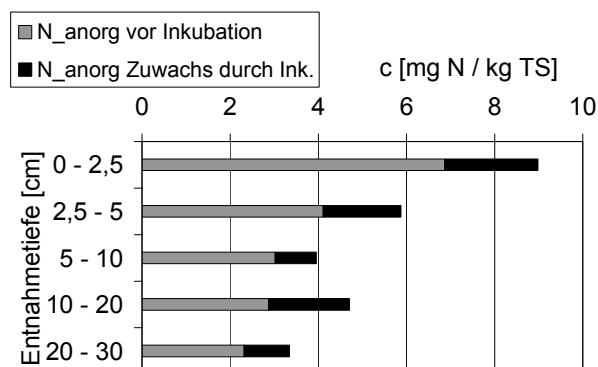


Abbildung 4-59: Verteilung anorganischer Stickstoff in bebrüteten Proben über Filtertiefe (Meyer, 2005)

In Abbildung 4-59 sind die in Abbildung 4-58 aufgetragenen Fraktionen als „vor Inkubation“ summiert und mit den durch Bebrütung entstandenen anorganischen Stickstoff („Zuwachs durch Inkubation“) dargestellt. Die Bebrütung der Säulenproben erbrachte eine Erhöhung des anorganischen Stickstoffs. Dieser Anstieg wird auf verbliebene feine partikuläre Stoffe zurückgeführt, die entweder auf der Filteroberfläche zurückbleiben oder in den Filterkörper vordringen können. Grobe Feststoffe wurden bereits bei der Herstellung des Beschickungswassers entfernt und können daher als Ursache ausgeschlossen werden. Über den Tiefenverlauf betrachtet ergibt sich ein vergleichbarer Gradient wie bei den unbebrüteten Resultaten. Die Bebrütung verstärkt den Effekt, der schon in der Trockenphase aufgetreten war.

Proben aus Nutschen

Nach Durchführung der Nutschenversuche VN1 (Kap 4.5.1) wurde der gesamte Filterkörper einiger Nutschen zur Untersuchung versendet. Zu den in Kap. 3.1.4.3 genannten Einzelversuchen kamen bei der Beprobung alle Substrate bezüglich der Säulentiefen 10 – 20 cm und 20 – 30 cm hinzu. Bei der Interpretation der Ergebnisse wird davon ausgegangen, dass die Sorptionskapazitäten schnell erschöpft wurden und eingetretene Störungen im späten Versuchsverlauf daher eine unwesentliche Beeinträchtigung des Endzustandes erbrachten. Des Weiteren wurden die vorgelegten Rohdaten der Belastung der Substratproben mit $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ unter folgenden Prämissen interpretiert:

- $\text{NH}_4\text{-N}$ tritt sorbiert und im Porenwasser gelöst auf.
- $\text{NO}_3\text{-N}$ tritt nur im Porenwasser gelöst auf.
- $\text{NO}_2\text{-N}$ wird vernachlässigt.
- Bei vollständigem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruch entspricht die Porenwasserkonzentration bei Versuchsende der Zulaufkonzentration.
- Bei vollständiger $\text{NO}_3\text{-N}$ -Auswaschung entspricht die Porenwasserkonzentration bei Versuchsende der Zulaufkonzentration.

Als Ergebnis der genannten Interpretation lassen sich die berechneten Beladungen des Filtermaterials im Zusammenhang mit den Zulaufkonzentrationen über die Filtertiefe vergleichen.

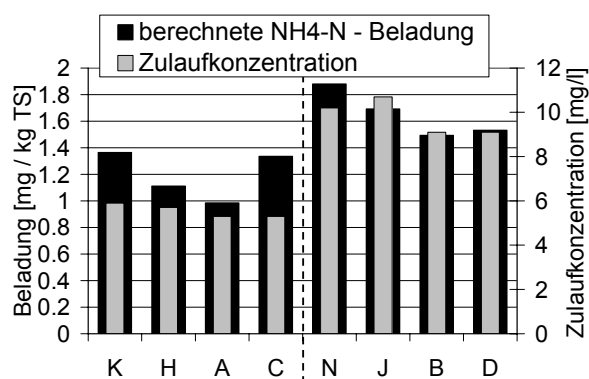


Abbildung 4-60: Vergleich $\text{NH}_4\text{-N}$ -Beladung unbebrüteter Nutschensubstrate

In Abbildung 4-60 werden 2 Gruppen von Nutschenversuchen dargestellt, dabei wurden die Nutschen K bis C mit einer Zielkonzentration von 5 mg/l beschickt, die Nutschen N bis D dagegen mit 10 mg/l. Die nicht-alphabetische Reihenfolge der Bezeichnung ergibt sich aus der Sortierung nach der Entnahmetiefe (K/N = 0 bis 5 cm, H/J = 5 bis 10 cm, A/B = 10 bis 20 cm, C/D = 20 bis 30 cm).

In den Ergebnissen lassen sich im Zusammenhang mit den gut vergleichbaren Zulaufkonzentrationen verschiedene Tendenzen der Beladung erkennen. In der Gruppe K bis C ist ein schwacher Gradient im Tiefenprofil ablesbar, der jedoch durch die hohe Beladung in Nutsche C unterbrochen wird. Ein ähnlicher Gradient ist jedoch auch in der Gruppe N bis D erkennbar, die dem identischen Tiefenprofil mit veränderter Zulaufbelastung entspricht. Dass sich die Beladung mit der Verdoppelung der Zulaufkonzentration nicht linear erweitert, entspricht dem Kenntnisstand der Sorptionsprozesse (vgl. Kap. 2.4.3.2). Da die Nutschen N bis D mit einer vergleichbaren Zulaufkonzentration belastet wurden wie die Säulen vor ihrer Demontage, lassen sich diese mit den Nullproben aus den Säulen gegenüberstellen:

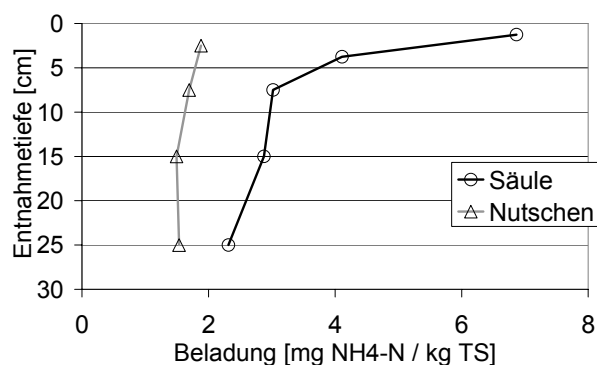


Abbildung 4-61: Beladung gleichen Materials im Vergleich Säule und Nutsche (Meyer, 2005)

Der Vergleich der Beladung gleichen Materials in Säule und Nutschen (Abbildung 4-61) zeigt eine höhere Belastung der Säulenproben. Abweichend zu Meyer (2005) wird die Differenz nach heutigem Kenntnisstand nicht mehr auf die Zerstörung des Korngefüges bei Überführung des Filtermaterials, sondern auf den Abbau organischen Filtrats in der Trockenphase zwischen Säulen- und Nutschenversuchen zurückgeführt.

Wurde der tendenzielle Rückgang der Beladung in Nutsche N bis D in Abbildung 4-60 noch als schwacher Gradient erkannt, so erscheint dieser mit der identischen Datengrundlage in Abbildung 4-61 als vernachlässigbar, da das Tiefenprofil der Säulenproben ungleich stärker ausgeprägt ist. Weil den Nutschenversuchen keine Trockenphase folgte, lässt sich aus dem vorliegenden Vergleich schließen, dass es einen leichten Rückgang der Sorptionsleistung mit zunehmender Tiefe gibt, der jedoch durch die Auswirkung des Filtratabbaus massiv überlagert wird. Ein ähnlicher Vergleich zwischen Säule und Nutschen mit bebrüteten Proben ergab sich nicht, da die gesamte Filtrationsleistung einzelner Kleinstfilter nicht mit der Raumfiltration innerhalb der Säule vergleichbar erscheint. Ein Vergleich der Nutschen untereinander wurde durch den Abbruch einzelner Versuche unmöglich, weil ein abweichender Volumendurchsatz eine Änderung der Filtrationsleistung zur Folge hat.

Ermittlung von Sorptionsisothermen

Mit Hilfe von Sorptionsisothermen lässt sich der gleichgewichtige Zusammenhang zwischen den Konzentrationen in der gelösten und der festen Phase mathematisch beschreiben (vgl. Kap. 2.4.3.2). Dieser Zusammenhang gilt jedoch nur für Filtermaterial mit identischen Sorptionseigenschaften. Durch die Indikation einer weitgehend homogenen Verteilung der Sorptionskapazitäten ergab sich aus VN1 mit den zugehörigen Substratuntersuchungen die Ermittlung einer gemeinsamen Isotherme für die Tiefenbereich 0 – 5 cm und 5 – 10 cm.

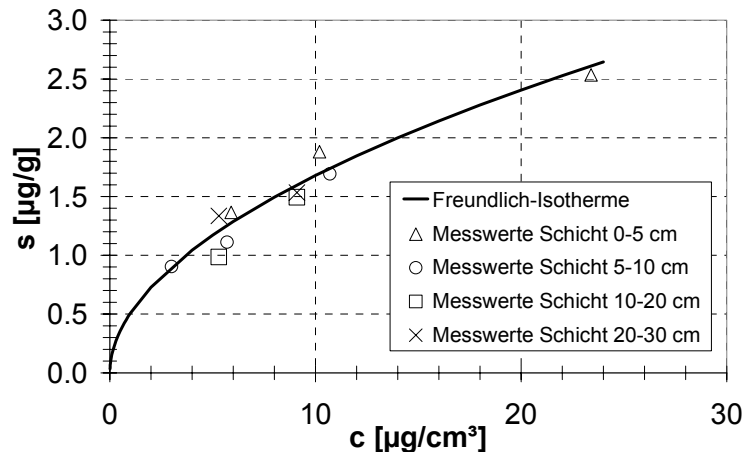


Abbildung 4-62: Freundlich – Isotherme für die Schichten 0 – 10 cm (Meyer et al., 2006)

Die in Abbildung 4-62 dargestellte Isotherme nach Freundlich (Gleichung 2-1) ergibt sich aus dem Verteilungskoeffizienten $0,508 \text{ [cm}^3/\text{g]}$ (K_d) und dem Exponenten $0,519 [-]$ (β). Da sich auch für größere Tiefen keine deutlich abweichenden Sorptionseigenschaften ermitteln ließen, wurde diese Isotherme in Simulationsarbeiten auf den gesamten Filterkörper angewandt (Meyer et al., 2006).

4.6.2.3 Schüttelversuche

Die Schüttelversuche im Rahmen der Nutschenversuche VN2 (Kap. 3.1.5.4) erbrachten Erkenntnisse über das Sorptionsverhalten im Tiefenprofil. Die Ergebnisse für die ausgewählten Parameter CSB_S und $\text{NH}_4\text{-N}$ sind nachfolgend dargestellt. Dabei werden jeweils die mit Reinwasser versetzten Nullproben und die mit Beschickungswasser versetzten Substratproben angegeben. Die Differenz der Befunde bildet sich aus dem Austrag der Nullproben und der verbliebenen gelösten Konzentrationen nach Abbau und Sorption.

Die Befunde für CSB_S zeigen einen Gradienten im Reinwasser (Abbildung 4-63). Als mögliche Quellen können Rückstände des verzögerten Abbaus aus dem vorhergehenden Hochlastversuch genannt werden. Die Konzentrationen von mindestens $8,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ erscheinen jedoch als zu hoch. Als weitere mögliche Quelle kommen langsam abbaubare Rückstände der Mineralisierung organischer Frachten in Betracht.

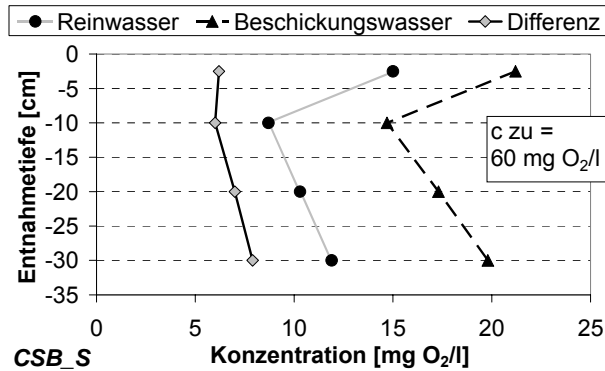
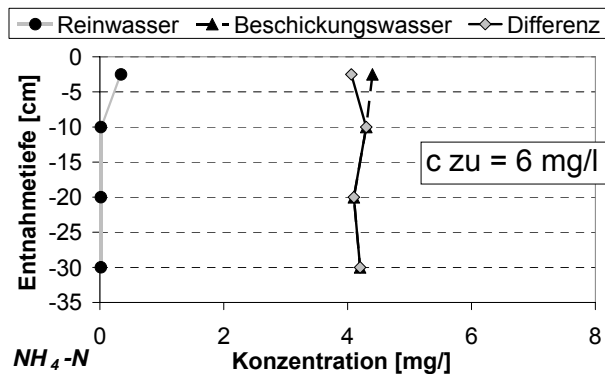


Abbildung 4-63: Ergebnisse Schüttelversuche CSB_S

In der Differenz von Reinwasser und Beschickungswasser bestätigt sich auch für CSB_S eine weitgehend homogene Verteilung von Sorptionskapazitäten. Ein Abbau des CSB_S während der Versuchsdurchführung erscheint möglich, jedoch wäre in diesem Fall aufgrund der Biomasseverteilung (Kap. 4.6.3) von einem verstärkten oberflächennahen Konzentrationsrückgang auszugehen, welcher hier kaum auftritt.

Die schwächsten Restkonzentrationen finden sich einer Tiefe von rund 10 cm. Weshalb der CSB_S-Austrag mit zunehmender Tiefe wieder ansteigt, bleibt bisher offen. Insgesamt liefert der Schüttelversuch hinsichtlich CSB_S einige Indizien, die aufgrund der kaum einzuschätzenden Störgrößen jedoch nur bedingt als direkte Eingangswerte für Simulationsrechnungen geeignet sind.

Abbildung 4-64: Ergebnisse Schüttelversuche NH₄-N

Die Auswertung der mit Reinwasser versetzten Proben zeigt für NH₄-N nicht nachweisbare Konzentration in größeren Tiefen. Im obersten Horizont erscheint eine geringe Konzentration, die wiederum durch eine Mineralisierung organischer Partikel erklärt werden kann. Die Differenz der Befunde von Reinwasser und Beschickungswasser belegt die Erkenntnis der Nüt-schenversuche, dass die Sorptionskapazitäten im Tiefenprofil als homogen angesehen werden können.

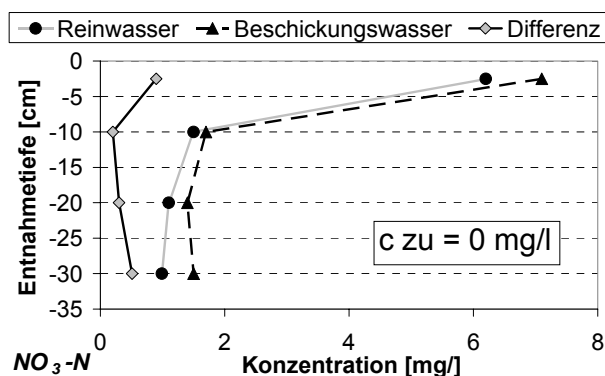


Abbildung 4-65: Ergebnisse Schüttelversuche NO₃-N

Da das Beschickungswasser frei von NO₃-N angesetzt wurde, entspricht die weitgehende Übereinstimmung der Ergebnisse mit den Nullproben zunächst den Erwartungen. Im Tiefenprofil zeigt sich ein starker Gradient der NO₃-N-Auswaschung, der sich mit den Ergebnissen der Nutschenversuche deckt und sich in der Nitrifikation ammonifizierter Stickstoffverbindungen aus dem Flächenfiltrat begründet. Trotz der sehr ähnlichen tiefenabhängigen Verläufe weisen die Befunde von Reinwasser und Beschickungswasser Differenzen auf. Eine mögliche Ursache für den erhöhten NO₃-N-Austrag bei Verwendung des Mischwassers ist die Nitrifikation während der Versuchsdurchführung. Der Auftritt eines Gradienten sollte sich in diesem Fall jedoch auch in den NH₄-N-Befunden widerspiegeln, ist dort jedoch nicht ersichtlich.

Die Ergebnisse der Schüttelversuche mit RBF-Substrat lassen sich für NH₄-N als Bestätigung des Sorptionsverhaltens in verschiedenen Horizonten ähnlich den Befunden der Nutschenversuche zusammenfassen. Zudem ergeben sich Indizien einer weitgehend homogenen Verteilung der Sorptionskapazitäten auch für CSB_S. Die Bestimmung von Absolutwerten erscheint in Zusammenhang mit der Versuchsdurchführung als nicht sinnvoll, da das Korngefüge zerstört wird und der Biofilm von der Kornoberfläche abgerieben werden kann. Dadurch ergeben sich Bedingungen, die dem Verhalten der Substrate und des Biofilms im etablierten Zustand nicht entsprechen können. Gleichwohl lassen übereinstimmende Versuchsbedingungen relative Vergleiche zu.

4.6.3 Biomasseverteilung

Zur Bestimmung der Biomasseverteilung und ihrer Aktivität wurden zwei verschiedene Methoden angewandt (vgl. Kap. 3.1.5.5). Der Vergleich der Beprobungen weist starke Unterschiede auf. Vor allem die zeitliche Differenz zwischen Ablaufende einerseits und einer viertägigen Trockenphase andererseits muss bei einer Gegenüberstellung der Indikationsmethoden berücksichtigt werden. Der Verwendung zweier unterschiedlicher, gut etablierter fluvialer Sande und einer geringen Abweichung der Mischwasserkonzentrationen wird eine weit geringere Bedeutung beigemessen, ähnliches trifft auf die abweichenden Stapelhöhen der jeweils vorausgegangenen Hochlastversuche zu.

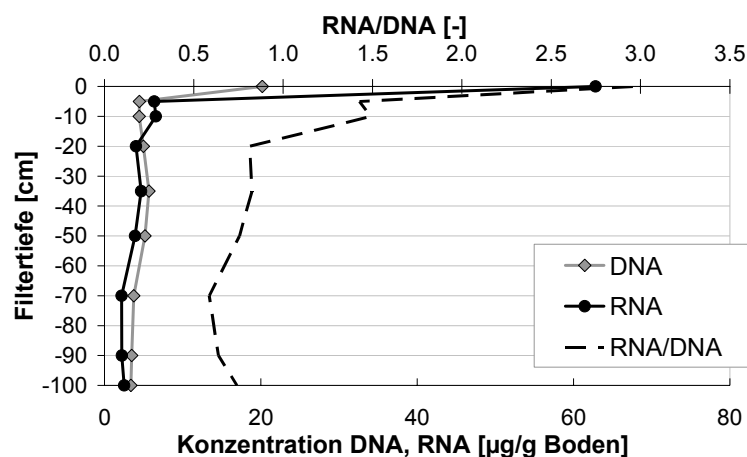


Abbildung 4-66: DNA- und RNA-Konzentrationen und RNA/DNA-Verhältnis (überarbeitet nach Woźniak, 2007)

Die Absolutwerte der DNA-Messung (Abbildung 4-66) weisen ein relativ konstantes Bild im Tiefenprofil auf, welches nur oberflächennah höhere Konzentrationswerte zeigt. Woźniak (2007) vermutet im Zusammenhang mit den Milieubedingungen (Kap. 4.4.1.4) den Rückhalt von Mikroorganismen aus dem Beschickungswasser während der unmittelbar vorausgegangenen Betriebsphase als ursächlich. Ähnlich verläuft die Kurve der RNA-Messung, wobei der Unterschied zwischen höchsten und tieferen Horizonten noch stärker ausgeprägt ist. Dies deutet auf eine verstärkte oberflächennahe Aktivität der vorhandenen Biomasse hin und ist durch die Sauerstoffverfügbarkeit infolge der Wiederbelüftung während der Filterentleerung zu begründen.

Das Verhältnis von RNA zu DNA indiziert die relative Aktivität der vorhandenen Biomasse. Bei Auswertung der Ergebnisse ist feststellbar, dass sich der extreme Gradient der absoluten Aktivität abschwächt. Die Verfügbarkeit von Sauerstoff und Nährstoffen führt zu Stoffwechselprozessen auch in tieferen Horizonten. Der lineare Zusammenhang zwischen dem RNA/DNA-Verhältnis und der Wachstumsrate der Mikroorganismen deutet zudem auf eine starke Vermehrung der aktiven Biomasse nahe der Oberfläche hin.

Die dargestellten Ergebnisse erscheinen nur in Verbindung mit dem Zeitpunkt der Probenahme aussagekräftig. Weder können Aussagen zu den Vorgängen während der Einstauphase getroffen werden, noch lassen sich eindeutige Schlussfolgerungen für die anschließende Trockenphase aufstellen. Aufschluss über die Zustände mit einem zeitlichen Abstand von 4 d zur Filterentleerung in einem vergleichbaren Versuchsstand gibt die in Abbildung 4-67 dargestellte Auswertung der ATP-Messungen.

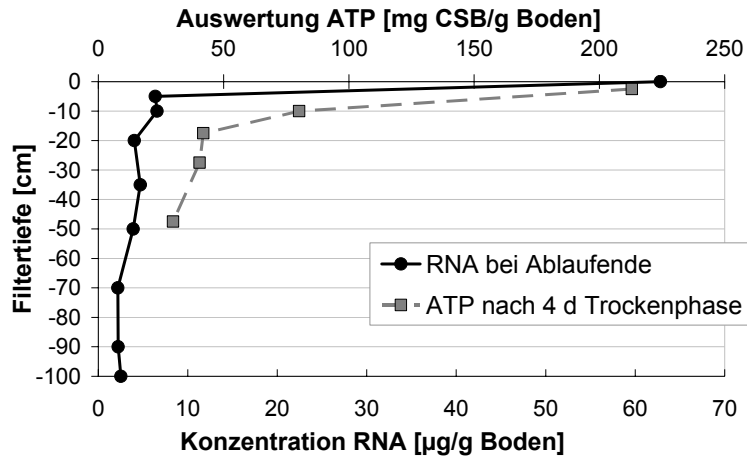


Abbildung 4-67: Relativer Ergebnisvergleich der Auswertung von RNA- und ATP-Messungen

Ähnlich wie die RNA-Messung eignet sich die ATP-Messung zur Beurteilung der absoluten Biomasseaktivität. Der Ergebnisvergleich sollte hier aufgrund der fehlenden Korrelation der beiden Messwerte als relativ angesehen werden. Der Kurvenverlauf im Tiefenprofil weist für die RNA-Messungen unmittelbar nach Ablaufende einen ausgeprägteren Unterschied zwischen Oberfläche und tieferen Schichten auf. Dennoch verbleiben als Ergebnis der ATP-Messung auch zu einem späteren Zeitpunkt Unterschiede in der Verteilung der Biomasseaktivität. In Verbindung mit den Ergebnissen der Nutschenversuche (Kap. 4.5) und den zugehörigen Inkubationsversuchen (Kap. 4.6.2.2) lassen sich Rückschlüsse auf die Stoffumsätze während der Trockenphase ziehen.

Nach einer gegebenen Trockenphase von 4 d wird für die Laborversuche eine weitgehende Regeneration der Reinigungsleistung angenommen (Uhl et al., 2007). Daraus folgt für die Biomasseaktivität das Ende einer intensiven Umsatzphase. Da das Sauerstoffdargebot während der Trockenperiode als jederzeit ausreichend angesehen werden kann, können die gemessenen absoluten Aktivitäten auf die Nährstoffverfügbarkeit zurückgeführt werden.

Die ATP-Messung indiziert somit ein stark erhöhtes Nährstoffdargebot nahe der Filteroberfläche. Infolge der ermittelten, weitgehend homogenen Verteilung der Sorptionskapazitäten kann im Zusammenhang mit Konzentrationsdurchbrüchen während der vorausgegangenen Beschickung die Sorption als Ursache des Gradienten ausgeschlossen werden. Eine Korrelation ergibt sich hingegen mit der Verteilung filtrierter organischer Partikel. Diese finden sich vorwiegend auf der Filteroberfläche und in hochgelegenen Horizonten. Aufgrund dieser Zusammenhänge wird der langsame Prozess der Mineralisierung als ursächlich für die Ausbildung der unterschiedlichen Biomasseaktivität im Tiefenprofil während der Trockenphase angesehen. Die Filtration von Mikroorganismen aus dem Beschickungswasser verstärkt den Gradienten zum Ende der Betriebsphase. Durch den schnellen Abbau der dann leicht zugänglichen Nährstoffe kann zu vermutet werden, dass die abwasserbürtigen Mikroorganismen nur kurzfristig bedeutend zur Biomasseaktivität im aktuellen Beschickungsereignis beitragen.

4.6.4 Zusammenfassung der Substratuntersuchungen

Die in Kap. 4.6 gegebene, lose Aneinanderreihung von Untersuchung mit unterschiedlichen Zielsetzungen bedarf einer Einordnung in die Datengrundlage. Besonders im Hinblick auf die in Kap. 5 dargestellten Simulationsstudien mit CW2D sollen die teilweise sehr detaillierten Erörterungen zusammengefasst werden.

Eine ausführliche Erörterung der physikalischen Größen in Kap. 4.6.1 erschien notwendig, da die hydraulischen Bedingungen in Bodenfiltern stets die Grundlage aller stofflichen Vorgänge darstellen. Die Messdatensammlung zeigt insgesamt, dass die Beurteilung der Probennahmebedingungen für die Interpretation ebenso maßgeblich ist wie der Untersuchungsmaßstab. Die Verwendbarkeit vereinfachter Methoden erscheint im Vergleich zu wissenschaftlichen Methoden häufig möglich, wenn die Zielsetzung in der Ermittlung von Größenordnungen liegt. Die Untersuchungsergebnisse weisen zwischen fluvialen Sanden nur geringe Abweichungen auf, wodurch die Vergleichbarkeit von Messergebnissen aus verschiedenen Projekten in dieser Hinsicht als gegeben erscheint. Aus der Diskussion der einzelnen Parameter wurde geschlossen, dass der Dichte und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_f -Wert) die höchste Plausibilität beigemessen wird. Weniger eindeutig erscheinen Bestimmungen des Sättigungswassergehaltes Q_s , wenn auch mit deutlich höheren Sicherheiten behaftet als der Restwassergehalt Q_r .

In Kap. 4.6.2 werden mit den Sedimentuntersuchungen aus EH, den Substratuntersuchungen der Nutschenversuche VN1 und den Schüttelversuchen sowohl Versuche aus Großtechnik und Labor als auch abweichende Methoden wiedergegeben. Die Methodik der Schüttelversuche zeigt sich zur Ermittlung relativer vergleiche von Teilproben geeignet, erreicht jedoch in der Aussagekraft der Ergebnisse nicht die hohe Qualität der Nutschenversuche in Verbindung mit der Bodenbeprobung nach Lambert (2000/2001). Letztere führten zu dem eindeutigen Schluss, dass in den Laborsäulen eine weitgehend homogene Verteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionskapazitäten im Tiefenprofil vorliegt. Ein schwacher Gradient der anorganischen Stickstoffbelastungen ergibt sich trotz sehr geringer partikulärer Belastungen des Zulaufes aus der Filtration organischer Feststoffe. Die Bedeutung der Filtration für den Stickstoffhaushalt zeigt sich in den Proben des RBF EH weit deutlicher. Das Sediment mit seinem hohen organischen Anteil dringt in die kiesige Deckschicht vor und beeinflusst auch die obersten Horizonte des Substrates.

Die Untersuchungen der aktiven Biomasse in Kap. 4.6.3 zeigen sowohl die absolute Verteilung als auch relative Aktivitäten auf. In beiden Fällen tritt ein starker Gradient von der Filteroberfläche zu direkt darunter liegenden Messstellen auf. Ein Vergleich dieser Verteilung deckt sich gut mit der des zuvor erkannten verfügbaren Stickstoffes, jedoch nicht mit der homogenen Verteilung von $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionskapazitäten. Daraus folgt der Schluss, dass die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption nicht in direktem Zusammenhang mit der Biomasseaktivität steht.

4.7 Zusammenführung und Diskussion der Datengrundlage

Die dargestellte Datengrundlage liefert einen umfangreichen Fundus von Teilaspekten aus unterschiedlichen Vorgehensweisen. Dabei wird überwiegend der allgemeine Stand des Wissens durch Zahlenwerte belegt, teilweise können aus den detaillierten Betrachtungen neue Erkenntnisse hinzugefügt werden. In der Zusammenfassung soll der erweiterte Kenntnisstand aufgezeigt werden. Die Beurteilung der Datengrundlage zielt auf Ausarbeitung von Gemeinsamkeiten und Unterschieden der Erkenntnisse aus den verschiedenen Betrachtungsmaßstäben im Hinblick auf die anschließenden Modellierungs- und Simulationsarbeiten. Im Vergleich der betrachteten großtechnischen Anlagen in Kap. 4.3 wurde herausgestellt, dass eine gegenseitige Ergänzung weitgehend zulässig ist. Im Labormaßstab ist zwischen Säulen- und Nutschenversuchen aufgrund der relativ einheitlichen Vorgehensweisen eine direkte Vergleichbarkeit gegeben. Die Frage der Übertragbarkeit liegt somit vornehmlich zwischen Großtechnik und Laborversuchen.

Um die Versuchsbedingungen im Labor an realen Belastungen auszurichten, wurden hydraulische und stoffliche Belastungen ähnlich dem RBF EH gewählt. Als weit reichender Unterschied kann dabei die Vermeidung partikulärer Frachten bei den Säulenversuchen angesehen werden, um die Bildung einer Sedimentschicht zu verhindern. In diesem Zusammenhang erlangt auch das Fehlen von Feinkornanteilen im Zulauf Bedeutung. Neben den ereignisspezifischen Umwelteinflüssen in der Großtechnik erscheint somit vor allem der Einfluss des Sedimentes auf die Versuchsdurchführung zu erörtern zu sein.

Hydraulische Bedingungen im Filterkörper

Die Anreicherung von Feststoffen führt in RBF-Anlagen zu einer Veränderung der hydraulischen Betriebsbedingungen vor allem in der Invasionsschicht, die sich über die kiesige Deckschicht und die oberflächennahen Horizonte des Filterkörpers erstreckt. Da weder in EH noch in OE Kolmationseffekte auftraten, kann die hydraulische Leitfähigkeit im Zusammenhang mit der Drosseleinstellung als unbeeinflusst angesehen werden.

Als weiterer wichtiger Parameter zur Nachbildung der hydraulischen Vorgänge wurde der Sättigungswassergehalt erkannt. Im engen Querschnitt der Säulenversuche wird der Bodenluftaustrag nach oben behindert, sobald sich ein Überstau bildet. Auch eine weitgehend gesättigte Zone im Sandkörper erschwert das Entweichen der Luft entgegen der Fliessrichtung. Infolgedessen wurde ein Luftaustrag aus der kiesigen Dränschicht über die Standrohre (Abbildung 3-4) festgestellt, der jedoch nicht zu einer weitgehenden Sättigung des Porenraumes führt. Am RBF EH erfolgt die Beschickung hingegen von einer Seite der Filteroberfläche. Auch bei Bildung betrieblich gesättigter Zonen bleibt dabei eine seitliche Luftverdrängung möglich, so dass sich eine weitergehende Sättigung bis zum Einstaubeginn einstellen kann. Die Bestimmung von Sättigungswassergehalten über Volumenbilanzen ist daher stets mit Unsicherheiten verbunden.

Die Bestimmung von Restwassergehalten ist nur durch die Trocknung von in-situ genommenen Proben möglich. Dabei sind Messungen in verschiedenen Tiefen durchzuführen, um den vertikalen Gradienten infolge von Gravitation und Kapillarität zu erfassen. In der makroskopi-

schen Betrachtung von Volumenbilanzen in verschiedenen Schichten des Filterkörpers erscheint die Annahme eines Mittelwertes ausreichend.

Verallgemeinerte Einschätzungen zur Reduzierung des CSB

Die Reduzierung des CSB unterliegt den Teilprozessen der Filtration, des biochemischen Umsatzes sowie der Sorption. Letzterer kann bisher weder in seinem Umfang noch in seiner Geschwindigkeit abgegrenzt werden, da er sich nicht auf die Gesamtheit der CSB-verursachenden Stoffe bezieht und messtechnisch kaum vom direkten Umsatz zu trennen ist.

Verallgemeinerte Einschätzungen von Reinigungsleistungen erfordern eine Unterscheidung des CSB_{hom} in partikuläre und gelöste Fraktionen. In allen Untersuchungsmaßstäben wurde stets ein nahezu vollständiger Rückhalt des CSB_X durch Filtration nachgewiesen. Im Ablauf verbleibende Hintergrundkonzentrationen werden auf kleinste Partikel zurückgeführt, die den Filterkörper durchwandern können und nicht im unmittelbaren Zusammenhang mit der jeweiligen Beschickung stehen müssen.

Die als CSB_S bezeichneten gelösten Anteile unterliegen Wirkungsgraden, die sich in den Untersuchungsmaßstäben unterscheiden und weiteren Einflussfaktoren unterliegen. Die Wirkungsgrade in den Säulenversuchen liegen mit 75 % deutlich über denen der großtechnischen Anlagen (OE: 43 %, EH 42 %, jeweils im arithmetischen Mittel). Dies wird auf den im Labor erhöhten Anteil biologisch verfügbarer Inhaltsstoffe zurückgeführt. Grenzen der Leistungsfähigkeit konnten in den Säulen bei flächenspezifischen Frachtbelastungen von rund 70 g/m² festgestellt werden, in den RBF-Anlagen sind hingegen auch bei weit höheren Belastungen keine eindeutigen Frachtüberlastungen festzustellen. Auch hier kann die verstärkte biologische Verfügbarkeit im Labor infolge einer deutlicher schnelleren Sauerstoffzehrung als ursächlich angesehen werden. Als wesentlicher Einflussfaktor auf variierende Reinigungsleistungen wurde die Dauer der einem Ereignis vorausgegangenen Trockenperiode ermittelt. Stapelhöhen, MEK im Zulauf sowie Temperaturen wirkten sich hingegen weit weniger aus als erwartet.

Nitrifikation während der Betriebsphase?

Während Dittmer (2006) vor dem Hintergrund einer weitgehenden Substratsättigung in der Großtechnik von einem streng zweistufigen Prozess (Sorption während Betriebsphase, Nitrifikation in Trockenphase) ausgeht, kommt Woźniak (2007) für die Säulenversuche zu dem Schluss, dass bereits während der Betriebsphase Nitrifikationsprozesse in deutlichem Umfang stattfinden können. Eine mögliche Ursache dieser Abweichung liefern die zuvor erläuterten hydraulischen Betriebsbedingungen der Säulenversuche. Wird bei der Beschickung der Luftaustrag aus dem Sandkörper eingeschränkt, so kann die verbleibende Bodenluft verbesserte Bedingungen zur Nitrifikation liefern. Die unterschiedlichen Annahmen aus Großtechnik und Labor zeigen daher keinen Widerspruch, sondern die Notwendigkeit zur Beachtung des Sättigungsgrades.

Verteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionskapazitäten, aktiver Biomasse und Sauerstoffverfügbarkeit

Die Nutschenversuche VN1 und VN2 lieferten in Verbindung mit der Substratuntersuchung (Kap. 4.6.2.2) eindeutige Hinweise darauf, dass die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionskapazitäten im Tiefenprofil weitgehend homogen verteilt sind. Dies weicht deutlich von der Verteilung der Biomasse (Kap. 4.6.3) ab, welche wiederum eng mit der Sauerstoffverfügbarkeit (Abbildung 4-48) korreliert. Die höchste Biomasseaktivität findet sich oberflächennah. Dort findet in den Laborversuchen auch die höchste Sauerstoffzehrung statt, wobei infolge des geringen betrieblichen Sättigungsgrades in tieferen Schichten eine Wiederbelüftung erfolgt. Die Sauerstoffmessungen erscheinen vor diesem Hintergrund nur bedingt auf die Großtechnik übertragbar.

Wie durch die Substratuntersuchungen in EH (Kap. 4.6.2.1) belegt wurde, besitzt das Sediment eine stark erhöhte Sorptionsleistung und trägt somit wesentlich zum Stoffrückhalt bei. Tiefer liegende Horizonte zeigen sich indes - die Ergebnisse der Nutschenversuche bestätigend - als weitgehend homogen im Tiefenprofil. Die Gesamtleistung ist somit abhängig vom veränderlichen Beitrag des Sedimentes, der mit steigender Feinkornmasse wächst, besitzt aber nach den derzeitigen Vermutungen einen relativ konstanten biotischen Beitrag. Dies wird durch die Erkenntnis gestützt, dass die Ergebnisse im Laborversuch einen für Sorptionsisothermen typischen Verlauf aufweisen, der sich in der Großtechnik nicht belegen lässt. Die getroffenen Aussagen wurden für $\text{NH}_4\text{-N}$ belegt, eine Übertragung auf CSB-verursachende Stoffe bleibt zu vermuten.

Einflüsse organischen Filtrats auf die Trockenphase

Die Beurteilung der Biomasseverteilung im Tiefenprofil führt zu der Bedeutung der Sedimentschicht am Stoffumsatz in der Trockenphase. Die Substratuntersuchungen EH (Kap. 4.6.2.1) zeigen in der zeitlich aufgelösten Betrachtung den stark ausgeprägten Einfluss des Filtrates am Nährstoffdargebot. Ein Vergleich der nach Filterentleerung gewonnenen Daten mit den Substratproben der Nutschenversuche (Kap. 4.6.2.2) wird als Bestätigung angesehen, wenn auch infolge der geringen partikulären Beladung deutlich schwächer ausgeprägt. Zusammenfassend ergeben sich also trotz fehlender Sedimentschicht in den Laborversuchen Korrelationen der Biomasseaktivität im Tiefenprofil.

Die Verteilung des organischen Filtrates wird als Ursache der Verteilung der aktiven Biomasse angesehen. Da mit zunehmender Trockenphasendauer eine rückläufige Leistungsfähigkeit bezüglich CSB_S festgestellt wurde, wird vermutet, dass sich die Biozönose von einer abwasertypischen Charakteristik weg entwickelt. Mit der folgenden Beschickung und Drainage wird jedoch wieder eine leistungsfähige Zusammensetzung eingestellt.

Aus den dargestellten Ergebnissen wurden Anforderungen an vorhandene und zu entwickelnde Modelle abgeleitet. Die Datengrundlage ermöglicht vielfältige Vergleichsmöglichkeiten mit den Simulationsergebnissen des detaillierten Modells CW2D. Die Diskussion der Ergebnisse als Grundlage einer Modellbildung erfolgt in Kap. 6 sowie in ergänzenden Anhang 2.

5 ANWENDUNG CW2D

Aufbauend auf vorausgehende Simulationsstudien (Kap. 2.6.2), die Modellbeschreibung (Kap. 3.3.2) und die Auswertung der Datengrundlage in Kap. 4 werden in diesem Kapitel die Anwendungen von CW2D auf RBF beschrieben und erörtert. Dazu waren in den einzelnen Anwendungsschritten zunächst jeweils die verwendeten Eingangsgrößen aus der Datensammlung zu erheben. Im Anschluss wurden die Simulationsrechnungen ausgewertet.

Die Ergebnisdarstellung beginnt für die unterschiedlichen Untersuchungsmaßstäbe (Nutschen und Säulen) jeweils mit der Nachbildung der Vorgänge und des Wasser- und Stofftransportes. Die Notwendigkeit der simultanen Kalibrierung von hydraulischen Bedingungen und Tracerversuchen kann als Erkenntnis früherer Arbeiten angesehen werden (Meyer, 2005). Als Hauptparameter der hydraulischen Nachbildung wurden dabei der Rest- und Sättigungswassergehalt (Q_r und Q_s), die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_s sowie die empirischen van-Genuchten-Parameter α und n (Gleichung 3-6, Gleichung 3-7) erkannt. Der Stofftransport wird allgemein neben der Durchströmung durch die longitudinalen und transversalen Dispersivitäten bestimmt ($disp_L$ und $disp_T$, Gleichung 3-10). Aufgrund der in Säulen und Nutschen vorliegenden weitgehend eindimensionalen vertikalen Durchströmung ist vorwiegend der Parameter $disp_L$ zur Kalibrierung heranzuziehen (Dittmer et al., 2005 / Meyer, 2005 / Meyer et al., 2006).

Der nächste Schritt der Ergebnisdarstellung beinhaltet jeweils den Stoffrückhalt. Während das Sorptionsmodell dazu einen frühen Bestandteil von Hydrus-2D darstellt, befindet sich das Filtrationsmodell noch in Entwicklung. Die vorliegende Simulationsstudie abschließend wird der Stoffumsatz betrachtet. Im Anschluss an die Ergebnisdiskussion werden die Grenzen der Anwendung beschrieben und zukünftige Schritte vorgeschlagen.

5.1 Simulation der Laborversuche mit Nutschen

Die Darstellung der Simulationsergebnisse beginnt im kleinsten verwendeten Maßstab mit den Nutschenversuchen. Aufbau und Durchführung dieser Einzelversuche wurden im Hinblick auf eine spätere Simulation ausgelegt. Somit ergeben sich die exaktesten Randbedingungen und die Möglichkeit einer Ergebnisüberprüfung durch Überführung in größere Maßstäbe.

5.1.1 Simulation von Tracerversuchen, Wiedergabe nach Meyer (2005/2006)

Als Grundlage der Betrachtung von Stoffrückhalt und Abbauprozessen wurden in VN1 (Kap. 4.5.1) Tracerversuche für abweichende Versuchsaufbauten (mit/ohne Kegel, vgl. Abbildung 3-7) nachgebildet. Die Unterteilung des FE-Netzes in Materialschichten entsprach dabei dem Versuchsaufbau in Fließrichtung mit Retentionsraum, Deck- und Filterschicht sowie dem eingestauten Drainageraum (Meyer, 2005/2006). Die in der Simulation für das Filtersubstrat verwendeten Eingabewerte sind in Tabelle 5-1 den Messwerten der Substrate RS (Rheinsand in VN1) und FS (Flusssand in VN2) gegenübergestellt (vgl. Tabelle 4-11 und Tabelle 4-12).

Tabelle 5-1: Parameter Tracerversuche Nutschen

Substrat	Ks	Qs	Qr	alpha	n	displ
[–]	[$1 \cdot 10^{-3}$ m/s]	[Vol.-%]	[Vol.-%]	[1/cm]	[–]	[cm]
simuliert (Meyer, 2005)	0,25	33,2	5,5	0,04	3,5	1
RS (etabliert) gemessen	0,15 - 0,35	42	4 - 6	-	-	-
RS (frisch) gemessen	0,36 – 0,42	31,5	-	-	-	-
FS (etabliert) gemessen	0,39	39,1	3,4 – 4,7	-	-	-

RS = Rheinsand (VN1), FS = Flusssand (VN2)

Der Vergleich der Simulationswerte mit den Messwerten für RS zeigt eine weitgehend hohe Übereinstimmung. Lediglich der Sättigungswassergehalt weist Abweichungen auf, die jedoch schon bei der Datenerhebung auffielen. Die Unterschiede zwischen RS und FS werden als gering eingeschätzt, sodass das Ergebnis des Tracerversuches aus VN1 hinsichtlich der physikalischen Kenngrößen auf VN2 übertragbar erscheint. Eine vergleichbare Korngrößenverteilung weist zudem auf Übereinstimmung der Dispersivität hin.

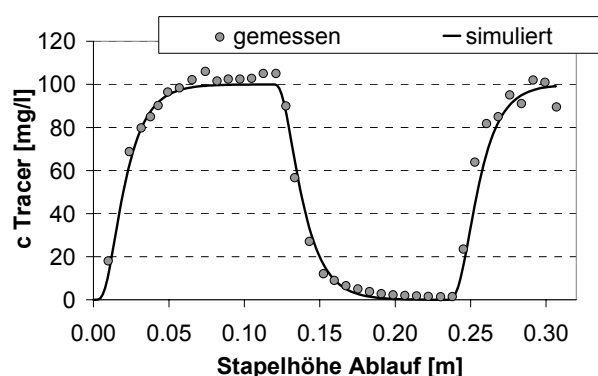


Abbildung 5-1: Ergebnis Tracersimulation gedrosselt mit Kegel (Meyer et al. 2006)

Als Beleg der weitgehenden Übereinstimmung von Simulations- und Messergebnissen ist das Resultat für den Versuch mit Kegel dargestellt (Abbildung 5-1). Dieses Ergebnis stellt die Grundlage des nachfolgenden Simulationsschrittes der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption dar.

5.1.2 Simulation des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes durch Sorption

Die Nachbildung der Sorptionseigenschaften voneinander abweichender Substrate erfolgt mittels Isothermen und Prozessgeschwindigkeiten. Die Anwendung des biokinetischen Reaktionsmodells CW2D ist hierzu nicht erforderlich, da Hydrus-2D dies beinhaltet (Gleichung 2-1, Gleichung 2-2).

5.1.2.1 VN1, Überarbeitung nach Meyer (2005/2006)

Die Datengrundlage von VN1 stellen neben den Zu- und Ablaufganglinien (Kap. 4.5.1) die Substratuntersuchungen der N-Gehalte (Kap. 4.6.2.2) dar. Die daraus nach Meyer (2005)

ermittelte Freundlich-Isotherme (Abbildung 4-62) liefert die Eingabewerte der Parameter K_d ($0,508 \text{ [cm}^3/\text{g]}$) und β ($0,519 \text{ [-]}$). Die Kalibrierung erfolgte über die Einstellung der Reaktionsgeschwindigkeit ω .

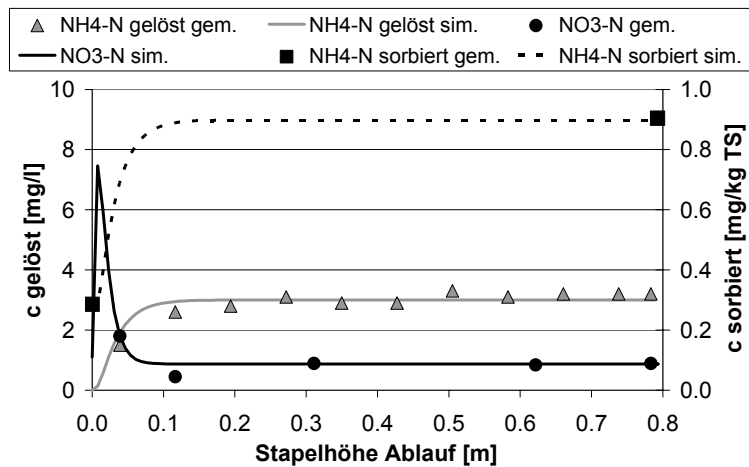


Abbildung 5-2: Beispiel Simulationsergebnis VN1, Nutsche E (Meyer et al. 2006)

Das Beispiel des Simulationsergebnisses aus VN1 (Abbildung 5-2; Nutsche E mit Entnahmetiefe 5-10 cm) belegt die Plausibilität der Modellanwendung im Zusammenhang mit der Auswertung der Substratuntersuchungen und den Ablaufmessungen. Der Anstieg des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruches im Ablauf kann ebenso nachgebildet werden wie die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Beladung des Substrates zu Beginn und am Ende des Versuches. Auch der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Spülstoß im Ablauf zeigt eine hohe Übereinstimmung mit den Messwerten, wobei die Berechnung einer 1 l-Mischprobe aus den Simulationsdaten den 1. Messwert trifft (nicht dargestellt).

Mit der ermittelten Isotherme und der kalibrierten Reaktionsgeschwindigkeit (10 [1/h]) konnten vergleichbar hochwertige Ergebnisse für alle weiteren Nutschen mit einer Entnahmetiefe von 0-5 oder 5-10 cm erzielt werden (Meyer, 2005). Die Übertragbarkeit auf andere Substrate und andere Maßstäbe blieb zu überprüfen und wird im Folgenden umgesetzt.

5.1.2.2 VN2

Die Versuchsreihe VN2 diente der Ergänzung von VN1 (vgl. Kap. 3.1.4.4). Dabei wurden vor allem die Ganglinien zu Ablaufbeginn in höherer Auflösung erfasst (vgl. Kap. 4.5.2). Die Zielsetzung der Simulation von VN2 liegt in einer Qualitätsüberprüfung der Ergebnisse aus VN1. Dazu waren die ermittelten Parametergrößen möglichst direkt zu übernehmen.

Bei der Übertragung der Simulation von VN1 auf VN2 sollte die abweichende Mächtigkeit der Substratschicht als Fehlerquelle ebenso berücksichtigt werden wie die Reduzierung der Drosselstellung von 0,04 auf $0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$. Die Eigenschaften der Durchströmung und des Stofftransportes wurden aufgrund der Ähnlichkeit der Substrate als vergleichbar angesehen.

Für die Versuchsreihe VN2 liegen keine Substratanalysen hinsichtlich der anorganischen Stickstofffraktionen vor. Als Anhaltspunkt für die Vergleichbarkeit der Beschickungshistorie mit

jeweiliger Erschöpfung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionskapazität im vorhergehenden Säulenversuch wurden daher zunächst die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Spülstöße nachgebildet. Aufgrund der Dauer der vorangegangenen Trockenphase von jeweils 6 d wird von einer vollständigen Nitrifikation des sorbierten $\text{NH}_4\text{-N}$ ausgegangen. Einflüsse durch die Mineralisierung filtrierter CSB-Bestandteile kommen hinzu.

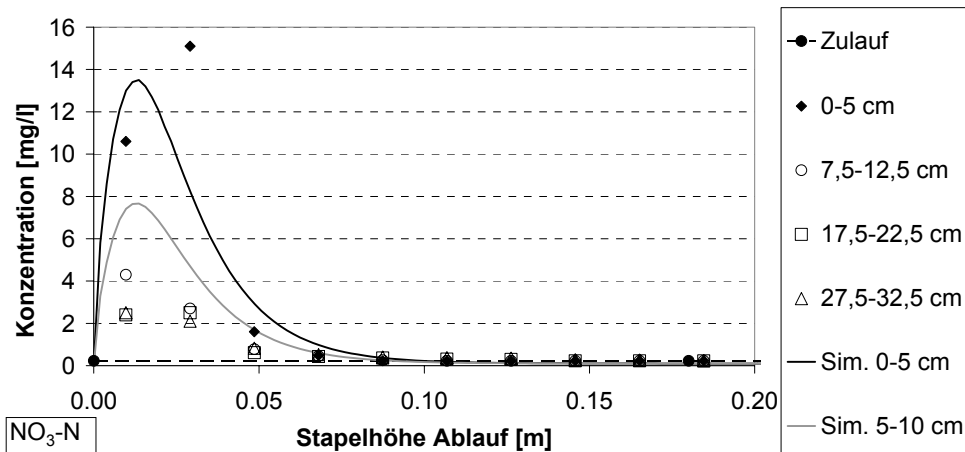


Abbildung 5-3: Simulationsergebnis $\text{NO}_3\text{-N}$ VN2

Das Ergebnis der Simulation der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Spülstöße (Abbildung 5-3) wird hauptsächlich durch die Übertragung des Restwassergehaltes des Substrates RS auf FS sowie durch die übernommenen Konzentrationen im Porenwasser (25,7 / 15,2 mg/l in 0-5 / 5-10 cm Tiefe) beeinflusst. Das resultierende Simulationsergebnis weist in der direkt vergleichbaren Tiefe 0-5 cm eine gute Annäherung auf, wobei die Spitzenkonzentration als zu gering erscheint. Dies ist durch die in VN1 geringere Belastung der Filteroberfläche mit organischen Partikeln während des vorangegangenen Säulenversuches erklärbar. Auch das Resultat der Tiefe 5-10 cm kann als plausibel angesehen werden, da die Ganglinie nur wenig über dem zu vergleichenden Horizont von 7,5-12,5 cm liegt und dies durch die Oberflächennähe zu begründen ist. Die Nachbildung des $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrages stützt somit die Vermutung der Übertragbarkeit von VN1 auf VN2 trotz der genannten Abweichungen.

Die Simulation der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionsleistung bedingte zunächst die Anwendung der Eingabewerte aus VN1. Dazu gehörten sowohl die Parameter der Freundlich-Isotherme samt Reaktionsgeschwindigkeit als auch die Beladung der festen Phase als Resultat der Substratanalyse (0,47 / 0,29 $\mu\text{g/gTS}$ in 0-5 / 5-10 cm Tiefe). Da die Vorbelastung nur geringen Einfluss auf die Simulationsergebnisse zeigte, wurde ein Wert von 0,3 $\mu\text{g/gTS}$ als repräsentativ für alle Nutschen angenommen.

Die direkte Anwendung der Parametergrößen von VN1 in VN2 führte zu einer hohen Übereinstimmung mit den Messwerten (nicht dargestellt). Die Verringerung des Exponenten beta [-] von 0,519 auf 0,4 bewirkte eine Verbesserung im Bereich des Konzentrationsdurchbruches (Abbildung 5-4). Im weiteren Verlauf liegen die Simulationswerte über den Messwerten. Im Zusammenhang mit gemessenen, unerwünschten Abbauvorgängen im Vorlagebehälter und

einer anzunehmenden Fortsetzung dieser Prozesse im Überstau der Nutschen erscheint dies plausibel.

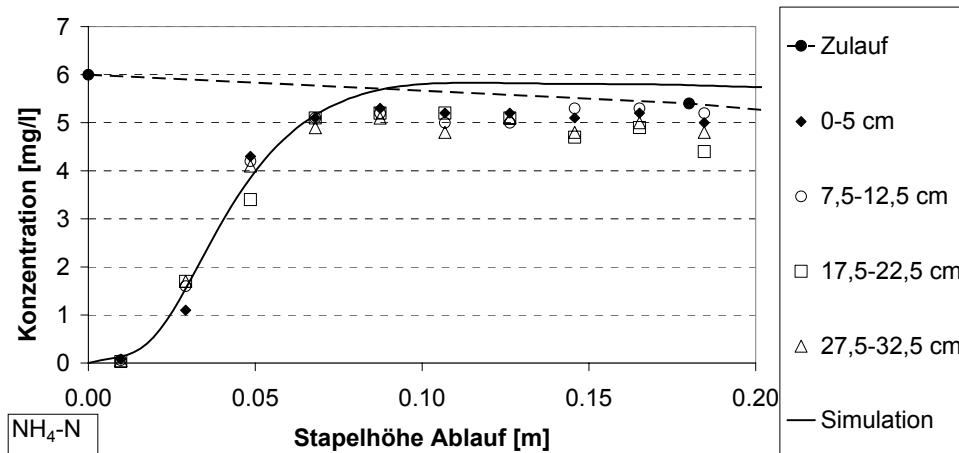


Abbildung 5-4: Simulationsergebnis $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption VN2

Durch die hohe Qualität der Nachbildung von VN2 ergibt sich der Schluss, dass die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus Sorptionsversuchen und Substratanalysen aus VN1 für ein anderes DWA-konformes, in ähnlicher Form verwendetes Substrat im gleichen Maßstab weitgehend gegeben ist. Die Eingabewerte der Sorptionsparameter können ebenso wie die Homogenität der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionskapazitäten im Tiefenprofil als bestätigt erachtet werden. Die Übertragung auf weitere Substrate bleibt zu überprüfen.

5.2 Simulation der Laborversuche mit Säulen

Die Laborversuche mit Säulen (vgl. Kap. 4.4) stellen weitgehend eindimensionale Ausschnitte großtechnischer Anlagen dar. Dieser Ansatz wird vielfach angewandt, um Reinigungsprozesse unter definierten Randbedingungen betrachten zu können. Dabei bleiben stets Fragen darüber offen, inwieweit Erkenntnisse der Laborversuche schließlich auf die praktische Anwendung übertragbar sind. Die Verwendung von Simulationsmodellen soll zum Aufschluss beitragen.

Die folgenden Ergebnisse der Anwendung von CW2D knüpfen an eigene, frühere Untersuchungen an (Kap. 2.6.2). Als solche werden die erfolgreichen Nachbildungen von Tracerversuchen an RBF-Säulen kurz wiedergegeben. Mit neuen Ergebnissen in der Simulation des Stofftransportes wird der Exkurs zu Säulenversuchen mit PKA-Bezug (Kap. 4.4.2) abgeschlossen. Der nächste, neue Anwendungsschritt mit RBF-Bezug liegt in der Übertragung von Erkenntnissen zum Stoffrückhalt aus dem zuvor dargestellten Nutschenmaßstab. Anhand der Nutzung des vollständigen biokinetischen Reaktionsmodells in CW2D wird schließlich die Verwendbarkeit für RBF beurteilt.

5.2.1 Simulation von Tracerversuchen

Die Nachbildung von Tracerversuchen liefert die Grundlage weitergehender Anwendungen, da eine erfolgreiche Beschreibung der Stofftransportvorgänge Unsicherheiten ausschließen lässt. Um dies zu erreichen sollten zwei Teilaspekte betrachtet werden: Einerseits sind die hydraulischen Vorgänge zu beschreiben, andererseits der damit verbundene konvektive Stofftransport.

Bereits in ersten Simulationsstudien (Meyer, 2004) wurde festgestellt, dass eine alleinige Betrachtung der Durchströmung nicht zielführend ist, da sich stets mehr als ein geeigneter Datensatz aus Kalibrierungen ableiten lässt. Erst in Verbindung mit dem Stofftransportmodell ergeben sich eindeutige Lösungen, da keine Widersprüche zwischen den Teilmodellen auftreten dürfen. So kann z. B. ein Tracerpeak bei einem ungedrosselten Säulenversuch zeitlich nicht vor Beginn des intensiven Ablaufes auftreten. Während die Tracersimulationen im Exkurs der Säulen mit PKA-Bezug (Kap. 5.2.1.2) ausschließlich dieser Thematik gewidmet sind, dient die nachfolgende Wiedergabe von Ergebnissen mit RBF-Säulen der Vorbereitung weiterer Anwendungsschritte.

5.2.1.1 RBF-Säulenversuche, Wiedergabe nach Meyer (2005)

Innerhalb der Datenauswahl zur Verwendung des vollständigen Modells CW2D (Kap. 4.4.1) finden sich ausschließlich Versuche mit gedrosseltem Ablauf. Die Nachbildung von Tracertransporten umfasst indes auch eine Versuchsdurchführung mit ungedrosseltem Ablauf (Kap. 3.1.3.1), auf deren Grundlage konstante Ablaufraten betrachtet wurden (Dittmer et al., 2005). In einer weitergehenden Simulationsstudie (Meyer, 2005) wurden die Ergebnisse optimiert.

Die freie Durchströmung stellt aufgrund stärker schwankenden Intensitäten höhere Modellanforderungen. Die in Tabelle 5-2 angegebenen Parameter für das in den Säulenversuchen verwendete Filtersubstrat Rheinsand (RS) wurde in allen Tracersimulationsrechnungen angewandt. Leichte Abweichungen zu den hydraulischen Parametern der Nutschenversuche (Tabelle 5-1) beruhen auf Feinabstimmungen, die deutlichere Unterscheidung der longitudinalen Dispersivität $disp_L$ ist auf die Maßstabänderung zurückzuführen.

Tabelle 5-2: Parameter Tracerversuche RBF-Säulen

Substrat	Ks	Qs	Qr	alpha	n	dispL
[-]	[$1 \cdot 10^{-3}$ m/s]	[Vol.-%]	[Vol.-%]	[1/cm]	[-]	[cm]
simuliert (Meyer, 2005)	0,28	30,4	5,5	0,02	3	0,3
RS (etabliert) gemessen	0,15 - 0,35	42	4 - 6	-	-	-
RS (frisch) gemessen	0,36 – 0,42	31,5	-	-	-	-

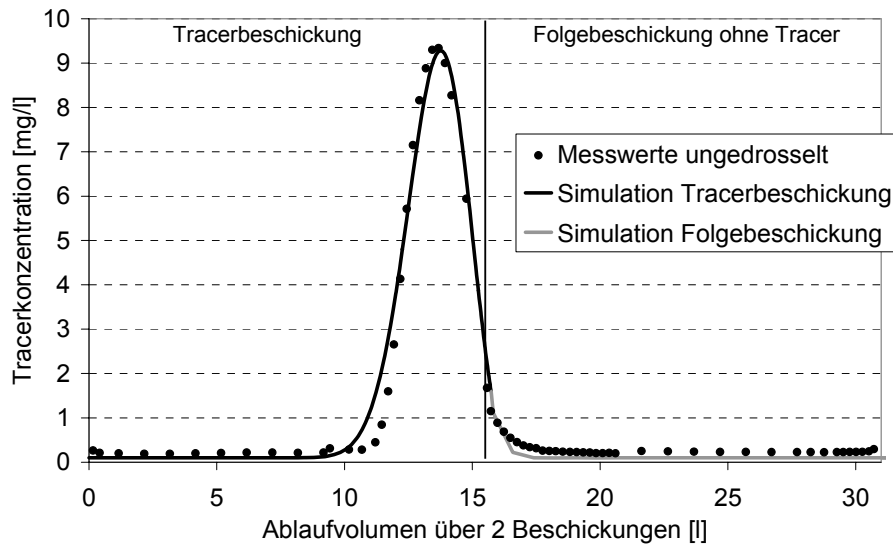


Abbildung 5-5: Durchbruchkurven bei ungedrosseltem Ablauf (Meyer, 2005)

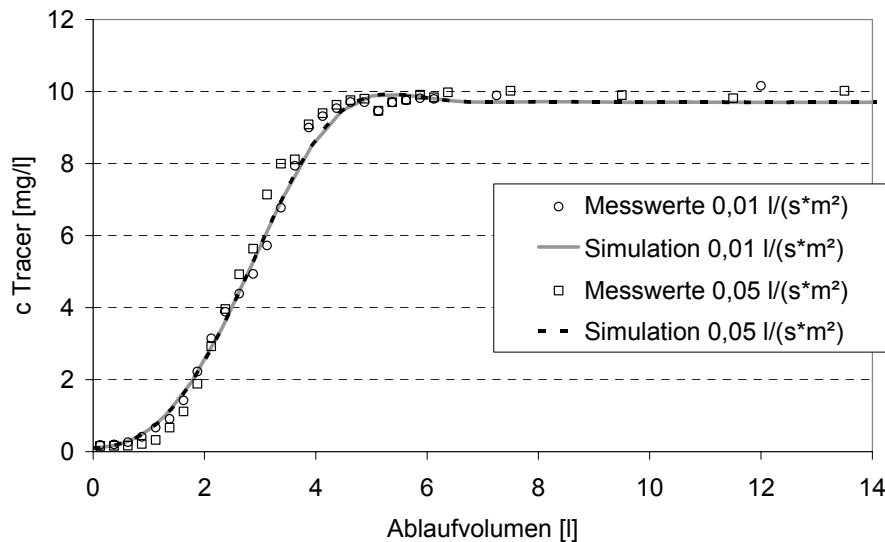


Abbildung 5-6: Durchbruchkurve bei gedrosseltem Ablauf (Meyer, 2005)

Als Ergebnis der Tracersimulationen kann festgestellt werden, dass mit einem identischen Parametersatz sowohl der ungedrosselte als auch der gedrosselte Versuchsablauf mit sehr hoher Übereinstimmung zu den Messergebnissen nachgebildet werden kann. In Bezug auf den freien Ablauf wird ergänzt, dass auch die hydraulischen Ablaufganglinien eine hohe Deckung mit den Versuchsergebnissen aufweisen (nicht dargestellt, vgl. Meyer, 2005). Daraus ergeben sich geeignete Voraussetzungen für weitere Anwendungsschritte (Kap. 5.2.2 bis 5.2.4).

5.2.1.2 Exkurs: PKA-Säulenversuche

Um die Anwendbarkeit von CW2D auf Substrate mit stark abweichenden hydraulischen Eigenschaften (Tabelle 4-13) zu überprüfen, wurden 10 direkt vergleichbare Tracerversuche mit

alternativen Filtermaterialien nachgebildet (Kap. 3.1.3.2). Als Beispiele für die detaillierte Ergebnisdarstellung wurden die sich untereinander und von üblichen Sanden unterscheidenden Substrate Hochofenschlacke (SL) und ein Zeolith (AZ1) ausgewählt, die weiteren Ergebnisse finden sich im Anhang 1 (Abbildung A 19 bis Abbildung A 27). Im Anschluss an die Abbildung von Ganglinien werden alle Ergebnisse im Vergleich diskutiert, eine empirische Sensitivitätsanalyse dargestellt und eine aus der vielfachen Anwendung ermittelte Methodik zur zielgerichteten Kalibrierung erörtert.

Ergebnisse

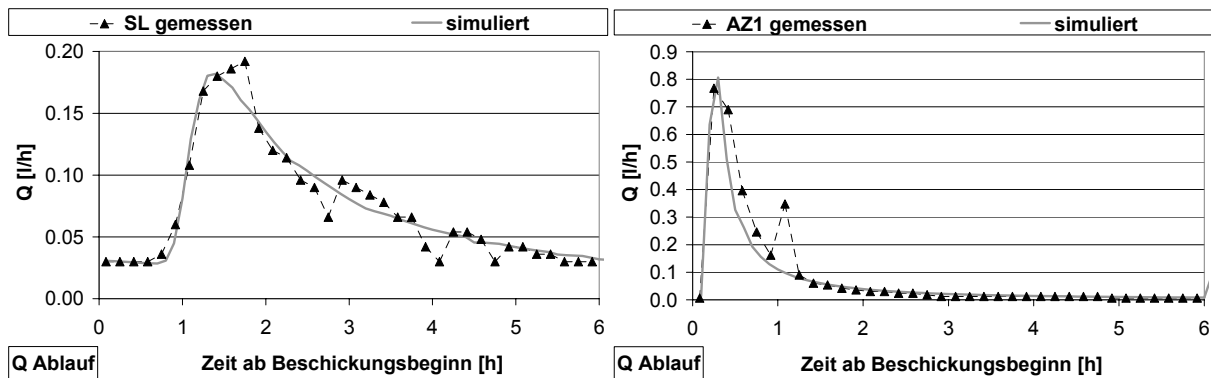


Abbildung 5-7: Ablaufganglinien Turkish Slag (SL) & Austrian Zeolite 1 (AZ1)

Die Kalibrierungsergebnisse der beiden in Abbildung 5-7 dargestellten Ablaufganglinien zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den Messungen. Dabei konnte sowohl ein verzögerter Ablaufbeginn als auch eine gleichzeitig sehr hohe Intensität gut nachgebildet werden. Für den zwischenzeitlichen Intensitätsanstieg bei AZ1 ca. 1 h Beschickungsbeginn wurde bisher keine Erklärung gefunden – die im übrigen Verlauf gleichmäßig zurückgehende Intensität deutet jedoch eher auf eine Messungenauigkeit als auf ein tatsächlich aufgetretenes Phänomen hin.

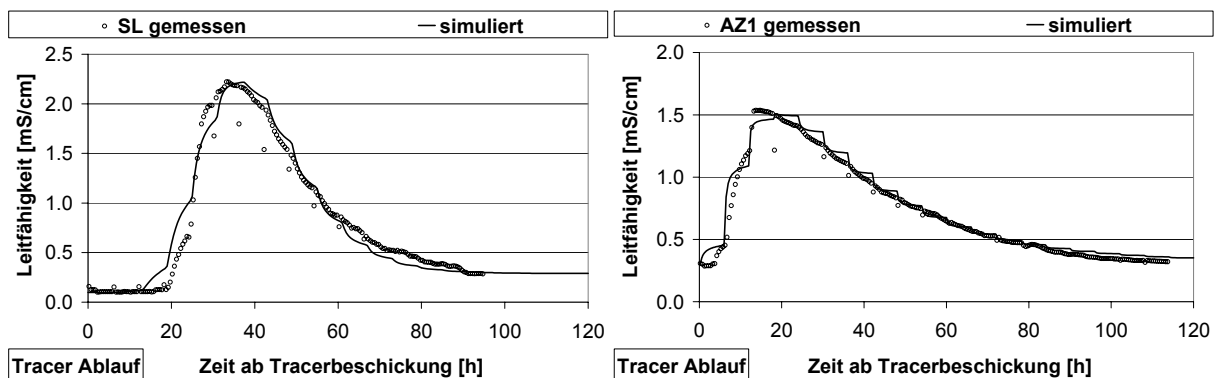


Abbildung 5-8: Tracerdurchbruch Turkish Slag (SL) und Austrian Zeolite 1 (AZ1)

Die Kalibrierung des Tracerdurchbruches in Abbildung 5-8 weist ebenso wie die Anpassung der Ablaufganglinien eine hohe Übereinstimmung auf. Die verwendeten Parameter aller Kalibrierungen sind in Tabelle 5-3 im Vergleich mit den Messwerten dargestellt:

Tabelle 5-3: Mess- und Simulationswerte Tracerversuche PKA-Säulen

Substrat	Param.:	Qr	Qs	Ks	n	alpha	dispL	LF TR zu	LF TR HG
		[%]	[%]	[m/s]	[1/cm]	[-]	[cm]	[mS/(cm*I)]	[mS/(cm*I)]
AS	gem.	28,2	36,1	$3,03 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	1,05
	sim.	16	36,1	$3,03 \cdot 10^{-3}$	0,05	2	4	10,4	1,05
AZ1	gem.	16,5	50,4	$3,17 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	10,4	0,32
	sim.	18	50,4	$3,17 \cdot 10^{-2}$	0,005	3,5	15	9	0,32
AZ2	gem.	16,4	49,2	$4,64 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	10,4	0,32
	sim.	30	49,2	$4,64 \cdot 10^{-2}$	0,005	3,6	3,5	8	0,32
BE	gem.	30,3	40,3	$9,28 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	2,7
	sim.	45	65	$9,28 \cdot 10^{-3}$	0,1	1,7	2	90	2,7
FE	gem.	61,6	71,8	$6,33 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	0,95
	sim.	42	71,8	$6,33 \cdot 10^{-3}$	0,6	1,4	2,1	7	0,95
FZ	gem.	47,4	64,3	$1,56 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	10,4	0,13
	sim.	25	64,3	$1,56 \cdot 10^{-2}$	0,1	2,5	2,5	8	0,13
PE	gem.	26,6	34,6	$8,01 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	0,29
	sim.	15	90	$8,01 \cdot 10^{-3}$	0,02	4,5	2,5	10,4	0,29
	gem.	26,6	34,6	$8,01 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	0,29
	sim.	13	34,6	$8,01 \cdot 10^{-4}$	0,1	2	2,5	10,4	0,29
PU	gem.	33,7	35,6	$5,18 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	0,3
	sim.	14	60	$5,18 \cdot 10^{-3}$	0,005	10	3	10,4	0,3
	gem.	33,7	35,6	$5,18 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	0,3
	sim.	12	35,6	$8,33 \cdot 10^{-4}$	0,005	10	4	10,4	0,3
SL	gem.	25,3	62,7	$1,46 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	10,4	0,29
	sim.	15	62,7	$1,46 \cdot 10^{-2}$	0,3	2,1	2	10,4	0,29
TS	gem.	22,8	32,6	$6,23 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	10,4	0,29
	sim.	31	54	$6,23 \cdot 10^{-3}$	0,2	1,9	1,5	10,4	0,29
TZ	gem.	27,7	52,2	$1,53 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	10,4	0,2
	sim.	18	52,2	$1,53 \cdot 10^{-2}$	0,03	3,3	15	10,4	0,2

Anm.: LF TR zu = Zulaufleitfähigkeit / LF TR HG = Hintergrundleitfähigkeit (Tracer)

Im Vergleich der Messwerte mit den simulierten Eingangsparametern Qr, Qs und Ks ist feststellbar, dass sich für 6 der 10 Substrate eine hohe Übereinstimmung erzielen lässt, wenn die Messwerte des Sättigungswassergehaltes Qs und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit Ks als Eingangsgrößen verwendet werden. Für 2 Substrate (PE und PU) konnten qualitativ gleichwertige Ergebnisse durch die Übernahme von Qs oder Ks erzielt werden, für 2 weitere Substrate (BE und TS) gelang dies nur durch Beibehaltung von Ks und Änderung von Qr und Qs. In keinem Fall konnten die gemessenen Restwassergehalte verwendet werden, die in der Simulation verwendeten Werte liegen in 6 Fällen weit unter und in 3 Fällen weit über den Messwerten.

Einschätzung der Sensitivität von Eingabeparametern

Mit Hilfe der empirischen van-Genuchten-Parameter n und alpha sowie mit der Dispersivität dispL wurden die simulierten Kurven kalibriert. Eine Übersicht der qualitativen Einflüsse der Parameteränderung auf das Simulationsergebnis im Ablauf findet sich in Tabelle 5-4. Beispielsweise haben schon geringe Änderungen des angenommenen Restwassergehaltes prägende Auswirkungen auf die hydraulischen und stofflichen Ablaufganglinien, während sich eine abweichende Dispersivität lediglich in den Tracerganglinien niederschlägt.

Tabelle 5-4: Sensitivität von Eingangsparametern bei Kalibrierung von Tracerversuchen

Parameter	Einfluss auf Ablaufganglinie	Einfluss auf Tracerganglinie
Qr	hoch	hoch
Qs	hoch	gering
Ks	hoch	mittel
n	hoch	mittel
alpha	mittel	gering
dispL	0	hoch

Die Sensitivität der angegebenen Parameter kann quantitativ nicht belegt werden, da die Ausprägung der Wirkungen auf das Simulationsergebnis auch von den jeweils anderen Größen abhängig ist. So kann die gleiche Änderung eines Eingangswertes bei einem Datensatz eine ausgeprägte Auswirkung haben, bei einem anderen jedoch nur eine geringe. Die angegebenen Einschätzungen sollten daher nicht als absolut angesehen werden, sondern als empirisches Ergebnis.

Entwickelte Methodik zur zielgerichteten Kalibrierung

Zu Beginn der Simulationsarbeit zur simultanen Kalibrierung von Ablaufganglinie und Tracerdurchbruch wurde die Methode „Versuch und Irrtum“ angewandt. Im Verlauf weiterer Kalibrierungen konnte eine Systematik entwickelt werden, die die Anzahl der benötigten Annäherungsschritte stark reduzierte.

Aus den gegebenen Messwerten (Tabelle 4-13) wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_s als festgesetzte Eingangsgröße ausgewählt. Für alle Beschickungen, die der Tracerzugabe nachfolgen, ist eine Hintergrundleitfähigkeit festzulegen. Diese kann aus den Tracermessungen vor Beginn des Tracerdurchbruches ermittelt werden, z. B. 0,11 mS/cm für SL und 0,3 mS/cm für AZ1 (Abbildung 5-8).

Die Anpassung der beiden Kurven erfolgt zunächst im Hinblick auf eine Grobanpassung des Tracerdurchbruches über Restwassergehalt Q_r und Dispersivität $dispL$ (Verringerung von Q_r führt im Üblichen zu früherem und intensiveren Durchbruch; Erhöhung von $dispL$ führt vor allem zu einer breiteren und flacheren Durchbruchkurve).

Nach Grobanpassung der Durchbruchkurve erfolgt die Grobanpassung der Ablaufganglinie zunächst über Q_s (Erhöhung von Q_s führt in der Regel zu einem späteren Ablaufbeginn mit niedrigerem Peak), dann über n (Erhöhung von n führt im Üblichen zu früherem Ablaufbeginn mit höherem Peak), dann über α (Verringerung von α führt im Allgemeinen zu einer Verschiebung des Peaks nach vorne), wobei alle Änderungen nur schwache Abweichungen der Durchbruchkurve bedingen. Der Grobanpassung beider Ganglinien folgt die Feinanpassung.

Um die Parameter zu ermitteln, die eine Optimierung beider Kurven gleichzeitig erzielen lassen, wurden tendenzielle Änderungen charakteristischer Kurvenmerkmale (hydraulisch H1 bis H5, konvektiv K1 bis K5, graphische Darstellung in Abbildung 5-9) in Tabelle 5-5 zusammengefasst. Neben den eigentlichen van-Genuchten-Parametern und der Dispersivität ist hier

auch eine Änderung von Sättigungs- und Restwassergehalt (Q_r mit Q_s) um den gleichen Prozentwert angegeben. Diese Änderung zweier Parameter zeigte sich als effektiv zur Fein Anpassung des Tracerdurchbruches ohne Einfluss auf die Ablaufganglinie.

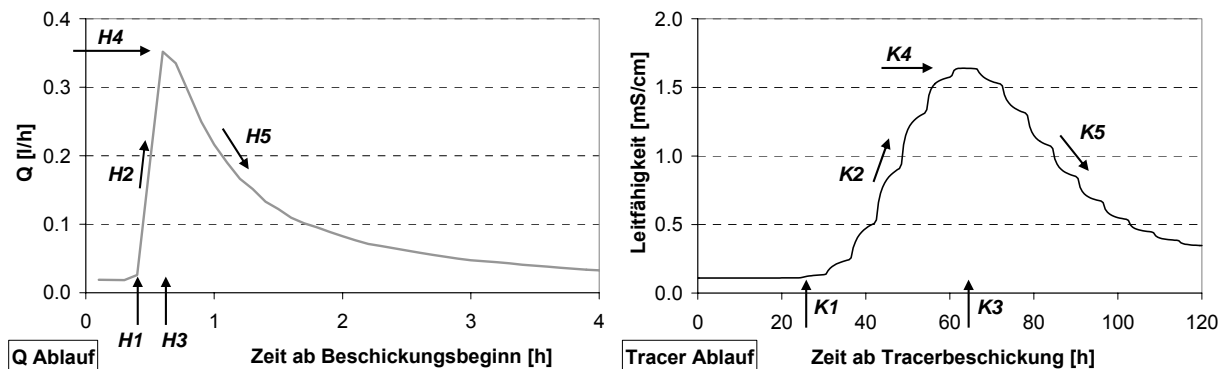


Abbildung 5-9: Schema charakteristischer Merkmale von Ablaufganglinien und Durchbruchkurven

Tabelle 5-5: Qualitative Einflüsse von Parameteränderungen auf Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch

Tracersimulation mit CW2D			Erhöhung von						
			Qr	Qs	Qr + Qs	Ks	n	alpha	displ
Veränderung	hydraulisch	H1: Zeitpunkt Beginn intensiver Ablauf	-	+	o	-	-o(+)	+	o
		H2: Betrag Steigung Anstieg Ablaufintensität	+	-	o	+	+	+o	o
		H3: Zeitpunkt Peak Ablauf	-	+	o	-	-o(+)	+o	o
		H4: Höhe Peak Ablauf	+	-	o	+	+	+	o
		H5: Betrag Steigung abklingender Ablaufintensität	+	-	o	+	+	+o	o
	konvektiv	K1: Zeitpunkt Beginn Tracerdurchbruch	+	+o	+	-o	-o	o	-
		K2: Betrag Steigung Anstieg Tracerdurchbruch	-	-	-	+	+o	-o	-
		K3: Zeitpunkt Peak Tracerdurchbruch	+	+	+	-	-o	o	-o
		K4: Höhe Peak Tracerdurchbruch	-	-	-	+	+o	-o	-
		K5: Betrag Steigung abklingender Konzentration	-	-	-	+	+o	-o	-

Anm.: „Verringerung von“ anstelle „Erhöhung von“ bedeutet umgekehrte Vorzeichen!

In Tabelle 5-5 wurden nur optisch erkennbare Effekte festgehalten. Dabei bestehen stets Abhängigkeiten von der jeweiligen Auswahl andere Parameter, welche die genannte Ausprägung unterdrücken können. Die angegebenen Zeichen (+/0/-) machen keine Aussage zur Sensitivität, sondern nur zum Auftreten des Effektes. Sobald ein Effekt auftrat, wurde dieser als Möglichkeit in Betracht gezogen. Angaben in Klammern bedeuten unerwartete Effekte, die jedoch eindeutig belegt und vermutlich auf ungewöhnliche Parameterkonstellation zurückzuführen sind.

Lässt sich nach Feinkalibrierung feststellen, dass sich das von der simulierten Kurve gebildete Flächenintegral nicht mit dem der Messungen deckt, so kann von einem systematischen Fehler ausgegangen werden. Dieser ist durch eine Anpassung der Leitfähigkeit des Tracerzulaufes korrigierbar, z. B. für AZ1 mit einer Reduzierung von 10,4 auf 9 mS/cm (Tabelle 5-3). Auf diese Weise konnte für alle Ganglinien eine recht genaue Anpassung erzielt werden (Abbildung A 19 bis Abbildung A 27).

Zusammenfassung

Insgesamt kann für die Simulation der Tracerstudien im Projekt ONUREM-COWSIM (Korkusuz et al., 2008) festgestellt werden, dass sich eine Anwendbarkeit des Modells CW2D auf eine hohe Bandbreite von Substraten mit unterschiedlichsten Eigenschaften ergibt. Als Datengrundlage ist die Messung von Bodenparametern neben der Bestimmung von Durchbruchkurven geeigneter Tracer und zeitnaher Ablaufganglinien erforderlich. Dabei erscheint die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit als wichtigste Kenngröße, ergänzend dazu kann mittels primitiver Feststellung des Sättigungswassergehaltes der Kalibrierungsaufwand reduziert werden. Die Bestimmung des Restwassergehaltes - gleich welcher Methodik folgend - erbrachte keine verwendbaren Eingangsgrößen, denn die Anpassung des simulierten Wertes ist weitgehend den Anforderungen der Durchbruchkurven zuzuordnen. Die Vielzahl der untersuchten Substrate ermöglichte die Erarbeitung eines Schemas, anhand dessen Kalibrierungen mit geringem Aufwand durchgeführt werden können. Aufgrund der in den meisten Fällen möglichen Kalibrierung auf K_f und Q_s ohne Berücksichtigung von Q_r erscheint es plausibel, die aufwändige Bestimmung von K_f durch die einfache Bestimmung von Q_s zu ersetzen, wenn der Aufwand möglichst klein gehalten werden soll.

Die Anforderung einer hohen Genauigkeit bei Nachbildung der Tracerversuche war durch die Frage nach den Grenzen der Modellanwendung bedingt. Sie erscheint im Hinblick auf Unsicherheiten bei der Anwendung des biokinetischen Reaktionsmodells überhöht, auch eine größere Anpassung kann als ausreichend angesehen werden.

5.2.2 Simulation des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes durch Sorption

Entsprechend der Vorgehensweise zur Simulation der Nutschenversuche wird als Anwendungsschritt nach Hydraulik und Stofftransport (Tracer) der Sorptionsprozess ohne biokinetische Reaktionen betrachtet. Diese Nachbildung zielt somit zunächst auf eine Übertragung der Nutschenenergebnisse für $\text{NH}_4\text{-N}$ (Kap. 5.1.2) in einen größeren Maßstab.

Auch der CSB-Rückhalt kann vermutlich in einem Teilprozess auf Sorption zurückgeführt werden (Kap. 2.5.1). Da hierzu jedoch keine hinreichende Datengrundlage vorliegt, wird dieser Aspekt in der Anwendung des vollständigen Modells CW2D als Variante betrachtet (Kap. 5.2.4). Die getrennte Betrachtung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption folgt hingegen der Annahme eines zweistufigen Prozessverlaufs des Rückhaltes, bei dem die Nitrifikation erst in der nachfolgenden Trockenphase einsetzt (Kap. 2.5.2).

Als Referenzversuch zur Kalibrierung wurde ES35 aufgrund des einzigen vollständigen Durchbruches während der Intensivmessphase ausgewählt. Zur Validierung der Ergebnisse wird der ergänzende Versuch ES40 herangezogen (Kap. 4.4.1.3). Um die Simulationsrechnungen der Tracerversuche auf die Referenzversuche anzupassen, sind die veränderten Beschickungen als Eingangsdaten anzugeben. Da sowohl ES35 als auch ES40 Extremereignisse darstellen ($h_{FA} = 2,2$ bzw. $2,5$ m), wurde bei beiden Versuchen der Retentionsraum der RBF-Säulen nahezu vollständig ausgeschöpft. Dies führt in Simulationsrechnungen zu Abbrüchen. Um eine stabile Berechnung zu gewährleisten, kann in der Simulation entweder der

Retentionsraum erweitert oder die Beschickungsintensität verringert werden. Da ein erweitertes Retentionsvolumen die Erstellung eines neuen FE-Netzes mitsamt der damit verbundenen Unsicherheiten bedingte, wurden die entsprechenden Teilbeschickungen (vgl. Anhang, Tabelle A 2, Tabelle A 3) so abgewandelt, dass der bereits gegebene Retentionsraum nicht vollständig erschöpft wird. Die Verringerung der Intensitäten führt dabei weder im Beschickungsvolumen noch in Frachteinträgen zu Fehlern.

Als weiterer Schritt der Simulationsvorbereitung sind die Ausgangsbedingungen im Filterkörper vor Versuchsbeginn festzulegen (initial conditions). Fünf Tage vor dem Versuch ES35 wurde die RBF-Säule RSA mit dem Standardvolumen ($h_{FA} = 0,5 \text{ m}$) beschickt. Dies entspricht den Voraussetzungen der Nutschenversuche VN1. Aufgrund dieser gegebenen, auch im Hinblick auf die Frachteinträge vergleichbaren Beschickungshistorie geben somit die Ergebnisse der Substratuntersuchungen zu VN1 Anhaltspunkte über die Voraussetzungen von ES35. Aus der Darstellung im Tiefenprofil (Abbildung 4-58) wurde eine homogene Belastung mit $0,4 \text{ mg/kg TS}$ abgeleitet. Da dies einer weitgehenden Regeneration der Sorptionskapazitäten entspricht, wurde dieser Wert auch für ES40 gewählt, obwohl diesem Hochlastversuch eine Standardbeschickung mit 18 Tagen Abstand vorausging.

Auf Grundlage der genannten Voraussetzung erfolgte die Kalibrierung der sorptionsspezifischen Parameter der Freundlich-Isothermen $K_d [\text{cm}^3/\text{g}]$ und $\beta [-]$ (Gleichung 2-1) sowie der Prozessrate $\alpha [1/\text{h}]$ (Gleichung 2-2). Eine direkte Übertragung der in den Nutschenversuchen VN1 und VN2 ermittelten Werte (Kap. 5.1.2, Tabelle 5-6) gelang nicht. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Kalibrierung von ES35 sowie die Validierung und Neukalibrierung an ES40 dargestellt und bewertet.

Tabelle 5-6: Parameter der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption für RBF-Säulen und Nutschen

Versuch	$K_d [\text{cm}^3/\text{g}]$	$\beta [-]$	$\alpha [1/\text{h}]$
ES35 + ES40 validiert	0,9	0,85	5
ES40 neu kalibriert	0,95	0,95	5
VN1	0,508	0,519	10
VN2	0,508	0,4	10

Der erste Anpassungsschritt der Vorkenntnisse an den vergrößerten Maßstab lag in der Verringerung der Prozessgeschwindigkeit α von 10 auf 5 $[1/\text{h}]$. Die Simulationsergebnisse werden dadurch nur schwach beeinflusst, jedoch bewirkt diese Änderung stabilere Modellrechnungen mit verringerter Abbruchgefahr. Ausgehend von den Eingabewerten 1 für K_d und β (lineare Sorption) erfolgte eine schrittweise Verringerung in Richtung der Nutschenwerte.

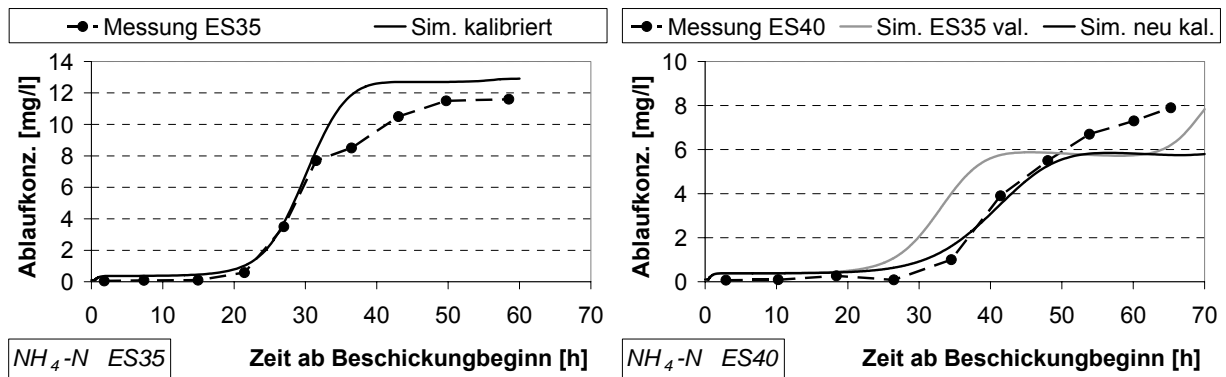


Abbildung 5-10: Simulation $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption RBF-Säulenversuch ES35 (links) / ES40 (rechts)

Für den Versuch ES35 wurden die Werte $K_d = 0,9 \text{ cm}^3/\text{g}$ und $\beta = 0,85$ als geeignet erkannt (Abbildung 5-10, links). Bis zu einer Versuchsdauer von ca. 30 h folgt die simulierte Ablaufganglinie den Messwerten, darüber hinaus verliert sich die Übereinstimmung. In weiteren Anpassungsversuchen gelang zwar die Annäherung eines flacheren Kurvenanstiegs, gleichzeitig führte dies jedoch auch zu einem verfrühten Durchbruchbeginn. Weshalb sich die Deckung im späteren Verlauf verliert und weshalb die konstante Zulaufkonzentration von rund 13 mg/l nicht vollständig durchbricht, bleibt daher unklar. Die Nitrifikation als weiterer Einflussfaktor kann nach den Erkenntnissen von Woźniak (2007) zu dieser fortgeschrittenen Versuchsdauer ausgeschlossen werden.

Mit identischen Werten wurde der Versuch ES40 nachgebildet (Abbildung 5-10, rechts, „validiert“). Infolge der Teilbeschickungen mit unterschiedlichen Konzentrationen (Tabelle A 3) zeichnen sich dabei 2 Stufen des Konzentrationsdurchbruchs ab: zunächst wird im Ablauf die Konzentration der 1. Teilbeschickungen erreicht ($5,9$ bzw. $5,7 \text{ mg/l}$), später steigt die Ganglinie noch einmal an und nähert sich der Zulaufkonzentration der letzten Teilbeschickungen ($10,6$ bzw. $10,7 \text{ mg/l}$). Ein vollständiger 2. Durchbruch wird dabei nicht erreicht.

Eine Neukalibrierung von ES40 erbrachte die Werte $K_d = 0,95 \text{ cm}^3/\text{g}$ und $\beta = 0,95$. Damit gelingt eine ähnlich hohe Übereinstimmung wie bei ES35, diesmal verliert sich die Deckung jedoch nach rund 50 h in umgekehrter Richtung. Als Ursache ist hier die Modellrechnung erkennbar. Während sich die höheren Konzentrationen der späteren Beschickungen unter realen Bedingungen im Retentionsraum mit dem vorhandenen Einstau mischen, wandern diese in der Simulation als Block ohne Mischung in Richtung Ablauf. Dabei erscheint die Beschickungsintensität nicht von Bedeutung, denn die beschriebenen Änderungen in der Wiedergabe des Versuchsablaufes bleiben ohne Auswirkung. Infolge der genannten Unterschiede kommt das Filtermaterial wesentlich früher mit den erhöhten Konzentrationen in Kontakt, weshalb der Durchbruch gleichmäßig weiter ansteigt. Für einen vollständigen Durchbruch in der Simulationsrechnung ist das aufgeschlagene Volumen zu gering.

Im Vergleich zu den Nutschenversuchen zeigen die Ergebnisse der Kalibrierung von ES35 und ES40 kaum Übereinstimmungen. Die Eingabewerte der Sorptionsisotherme nach Freundlichen weisen im größeren Maßstab höhere Sorptionskapazitäten aus. Damit liegt entweder ein unbekanntes Problem in der maßstäblichen Modellübertragung vor, oder die Nutschenver-

suche geben trotz verbesserter Durchführung in VN2 noch immer kein genaues Bild einer vertikalen Differenzierung wieder. Die Simulationsergebnisse der Säulenversuche werden indes als genau genug angesehen, um als Grundlage des biokinetischen Reaktionsmodells in CW2D zu dienen.

Zeitlich parallel zu den Simulationsstudien der vorliegenden Arbeit wurden von Henrichs et al. (2009) Simulationsstudien an den RBF-Säulen des Projektes BoFi 3 und BoFi 4 (vgl. Tabelle 3-1) durchgeführt. Die dabei kalibrierten Eingabewerte $K_d = 1,1 \text{ cm}^3/\text{g}$, $\beta = 0,95$ und $\alpha = 1,1/\text{h}$ bestätigen die zuvor dargelegten Erkenntnisse.

5.2.3 Simulation des Stoffrückhaltes durch Filtration

Die Modellierung von Filtrationsprozessen in CW2D/CWM1 (Langergraber et al., 2009b) wurde zunächst in der rein mechanischen Auswirkung angegangen, vor allem um Kolmationsprozesse nachzubilden. Zur Anwendung dieses Teilmodells nach Bradford et al. (2003) sind eingetragene Feststofffrachten in ihrer Partikelgröße zu fraktionieren. Mit Hilfe eines stochastischen Ansatzes (Langergraber et al., 2009c) erfolgt eine Streuung im Tiefenprofil. Neben einer Ansammlung von Feststoffen kann auch ein gleichzeitiger Abtrag berücksichtigt werden. Dieses Vorgehen entspricht somit einer Raumfiltration, wobei durch einen Rückhalt mit erhöhter Wahrscheinlichkeit an der Filteroberfläche auch der Aspekt der Flächenfiltration zum Tragen kommt.

In β -Tests wurde die Verwendung des neuen Teilmodells zur Simulation von RBF-Säulenversuchen überprüft. Erste Ergebnisse (nicht dargestellt) zeigten die Möglichkeit zur Partikelpassage des Retentionsraums mit anschließender Filtration im Sandkörper. Von einer weitergehenden Verwendung wurde bisher aus zwei Gründen abgesehen: Einerseits lag für eine Modellkalibrierung keine geeignete Datengrundlage vor, zudem findet die mechanische Kolmation in der vorliegenden Arbeit kaum Beachtung.

Vor allem der Rückhalt organischer Feststoffe scheint Einfluss auf die Reinigungsleistung zu nehmen. Im Zusammenhang mit Untersuchungen von Sorptionskapazitäten im Tiefenprofil und der davon abweichenden Verteilung von Mikroorganismen (Kap. 4.6.3) wurde vermutet, dass die Mineralisierung filtrierter organischer Frachten die Biomassenverteilung in der Trockenphase bestimmt. Vor diesem Hintergrund erscheint es sinnvoll, nicht nur den mechanischen Feststoffrückhalt, sondern auch die Komposition der organischen Bestandteile in das Filtrationsmodell einzubinden. Ein derartiger Ansatz befindet sich in Entwicklung. Im Vorgriff auf zukünftige Anwendungen wird auf die Notwendigkeit einer erweiterten Datengrundlage hingewiesen.

5.2.4 Simulation des Stoffumsatzes

Die Simulation des Stoffumsatzes schließt an die getrennte Betrachtung der Sorptionsprozesse (Kap. 5.2.2) an. Dazu wird das vollständige biokinetische Reaktionsmodell in CW2D angewendet (vgl. Kap. 2.6.2 und 3.3.2). Die Simulationsstudie soll Aufschluss darüber geben, ob das für PKA entwickelte Modell in der gegebenen Form auf RBF übertragbar ist.

Die gezielte Nachbildung bezieht sich auf einzelne Hochlastereignisse (ES35 und ES40, Kap. 4.4.1). Dazu müssen die erforderlichen Eingangswerte aus der Datengrundlage erhoben werden. Fehlende Vorgaben sind zu diskutieren und können durch Berechnungsvarianten überprüft werden. Dazu gehört auch die dynamische Ermittlung von Eingangswerten.

5.2.4.1 Erfassung von Eingangsdaten aus der Datengrundlage

Die erforderlichen Eingangsdaten lassen sich in ihrem Bezug gruppieren. Allgemeine Modellparameter zur stabilen Berechnung, der geeignet Aufbau eines FE-Netzes, hydraulische Parameter und Eingabewerte des konvektiven Stofftransportes wurden anhand der Tracerversuche in Kap. 5.2.1.1 dargestellt. In Kap. 5.2.2 wurden die Parameter der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption gesondert betrachtet, diese sind nun für alle 13 Stoffe (12 + Tracer, Abbildung A 1) zu beschreiben. Als weitere Gruppe sind die Bedingungen aller Stoffe bei Versuchsstart (initial conditions) festzulegen, dies gilt besonders für die Verteilung der Mikroorganismen. Die Eingabewerte des biokinetischen Reaktionsmodells (Abbildung A 2) werden unverändert nach Langergraber (2001) übernommen. Zur Nachbildung von Einzelereignissen oder Ereignisreihen sind zudem die Zulaufganglinien aus der Datengrundlage zu ermitteln und an die Modellanforderungen anzupassen. Letzteres betrifft vornehmlich die CSB-Fraktionierung, welche in Verbindung mit dem möglichen Teilprozess der CSB-Sorption starken Einfluss auf die Simulationsergebnisse nimmt.

Zulaufganglinien

Die hydraulischen Eingangsdaten der Hochlastereignisse ES35 und ES40 wurden bereits in Kap. 5.2.2 dargelegt. Weitere Beschickungen einer Ereignisreihe lassen sich in ähnlicher Form auf die erforderlichen Eingangsdaten umlegen. Im Folgenden werden die 12 Inhaltsstoffe [Stoffnummer in CW2D] betrachtet.

Anhand zahlreicher Sauerstoffmessungen [1] im Überstau (Schmitt et al., 2006 / Woźniak, 2007) wurde belegt, dass infolge der Beschickung der Zulauf stark belüftet wird. Die Konzentration wird daher mit einer weitgehenden Sättigung (9 mg O_2/l) angegeben.

Der CSB_{hom} ist in den Fraktionen CR ([2], schnell abbaubar), CS ([3], langsam abbaubar) und CI ([4], inert = nicht abbaubar) anzugeben. Einer geeigneten Unterteilung liegen nach Langergraber (2001) folgende Annahmen zu Grunde: Als schnell abbaubar (CR) werden nur gelöste, biologisch oxidierbare Verbindungen angesehen. Ebenfalls gelöste, jedoch nicht biologisch degradierbare CSB-Anteile entsprechen CI. Sind gelöste Anteile nur langsam abbaubar, so werden sie mit partikulären CSB-verursachenden Inhaltsstoffen als CS zusammengefasst. Daraus ergeben sich auch bei fraktionierter Bestimmung des CSB_{hom} in CSB_S und CSB_X keine eindeutigen Übereinstimmungen mit den Eingabedaten - eine Interpretation ist erforderlich.

Liegt über die gesamte Beschickung eine konstante Zulaufkonzentration vor und sind die Ablaufwerte in Ganglinien erfasst, so kann CI über die minimale Ablaufkonzentration rekursiv geschätzt werden. Die Fraktion CS umfasst den CSB_X sowie Teile des CSB_S. CR ent-

spricht folglich CSB_{hom} abzüglich CI und CS. Als Berechnungsvarianten bieten sich abweichende Gewichtungen der Fraktionen CR und CS für den biologisch abbaubaren CSB_S (Zulaufkonzentration abzüglich CI) an.

Die 3 Gruppen der Mikroorganismen (heterotroph XH [5], autotroph XANs [6] und XANb [7]) werden im Zulauf nicht betrachtet. Ihr Einfluss findet sich in der festen Phase des Filterkörpers, gelöst liegen sie nicht vor (Langergraber, 2001).

Die 3 Gruppen der anorganischen Stickstofffraktionen (NH₄N [8], NO₂N [9], NO₃N [10]) können – sofern vorhanden – direkt aus den Messdaten abgeleitet werden. Bezüglich der Hochlastversuche ES35 und ES40 sind diese Daten im Anhang in Tabelle A 2 bzw. Tabelle A 3 angegeben. Der elementare Stickstoff (N₂N [11]) wird nur als Produkt der Denitrifikation in die Modellrechnung aufgenommen.

Für den anorganischen Phosphor (IP [12]) liegen in der ausgewählten Messreihe keine Daten vor. Bei einem Überangebot von IP entstehen in der Modellbeschreibung keine negativen Auswirkungen (z. B. Prozessinhibition), jedoch kann bei einem Mangel der Stoffumsatz und das Biomassenwachstum eingeschränkt werden. Daher ist es bei fehlender Datengrundlage erforderlich, den IP-Gehalt abzuschätzen. In kommunalen Abwässern herrscht i. d. R. ein Phosphatüberangebot vor, welches sich sowohl aus organischen als auch aus anorganischen Verbindungen zusammensetzt (Verhältnis C:N:P ca. 100:20:5). Innerhalb von CW2D wird IP aus der Hydrolyse von CS freigesetzt. Dies allein reicht jedoch nicht aus, um den P-Bedarf zu decken. Daher wurde die Annahme getroffen, dass die IP-Konzentration im Zulauf ca. 25 % der NH₄-N-Konzentration entspricht. Damit kann der Bedarf stets gedeckt werden.

CSB-Sorption, P-Sorption

Der Rückhalt CSB-verursachender Abwasserinhaltsstoffe setzt sich vermutlich aus Abbau und Sorption zusammen (Kap. 2.5.1). Indizien dazu liefern die Ergebnisse der Schüttelversuche (Kap. 4.6.2.3). Diese zeigen eine weitgehend homogene Verteilung von Sorptionskapazitäten im Tiefenprofil, sodass diese Modellvorstellung auf die Simulationsrechnungen übertragbar ist. Eingangsdaten zur Verwendung von Isothermen oder Prozessgeschwindigkeiten lassen sich aus dem gewählten Versuchsaufbau jedoch nicht ableiten. Aufgrund der unbekannten Zusammensetzung des Summenparameters CSB wird bei Berücksichtigung der CSB-Sorption auf den einfachsten Modellansatz der linearen Isotherme zurückgegriffen (Gleichung 2-1). Der als Geradensteigung zu definierende Parameter K_d [cm³/g] kann zwecks Modellkalibrierung variiert werden, gleiches trifft auf die Geschwindigkeit alpha [1/h] des kinetischen Prozesses zu. Aufgrund der derzeit vorliegenden Prozessbeschreibung ohne Filtration (Kap. 5.2.3) sollte bei der Wahl von Sorptionsparametern bedacht werden, dass diese nicht nur die Sorption selbst erfassen, sondern auch die Filtration ersetzen könnten.

Der Rückhalt von Phosphorverbindungen gilt als Nebenaspekt der vorliegenden Studie. Wie schon im Zusammenhang mit der Zulaufeingabe dargestellt, sind jedoch innerhalb der Modellrechnungen geeignete Annahmen zu treffen, um negative Effekte zu vermeiden. Die Eingabewerte der P-Sorption wurden daher so gewählt, dass sich innerhalb der Berechnungen kein Phosphatmangel einstellt.

Bedingungen im Filterkörper bei Simulationsstart

Die Startbedingungen sind stets so festzulegen, dass sich ein stabiler Berechnungsbeginn einstellt. Dies trifft besonders auf die sorbierbaren Inhaltstoffe (CS, NH₄, IP) zu, bei denen das Verhältnis von gelöster und fester Phase der Angabe der Sorptionsisothermen annähernd entsprechen muss. Darüber hinaus beeinflussen vor allem der Sauerstoffgehalt und die Verteilung der Mikroorganismen die Berechnungsergebnisse. Innerhalb von Ereignisreihen entfällt die manuelle Eingabe von Startbedingungen, diese lassen sich als Bedingungen bei Versuchsende aus der vorhergehenden Beschickung kopieren.

Geht dem gewählten Einzelereignis eine ausreichend lange Trockenphase voraus, so kann die Leistungsfähigkeit des Filtersubstrates als regeneriert angesehen werden. Die getrennte Betrachtung der NH₄-N-Sorption (Kap. 5.2.2) zeigte diesen Zustand für ES35 und ES40. Daher wird davon ausgegangen, dass auch hinsichtlich CSB keine Einschränkungen vorliegen. Untersuchungen der Milieubedingungen im Filterkörper (vgl. Abbildung 4-48) zeigen, dass sich für die Sauerstoffgehalte schon unmittelbar nach Wiederbelüftung nahezu gesättigte Bedingungen einstellen.

Die Verteilung der Mikroorganismen kann als Annäherung – ohne Unterteilung in heterotrophe und autotrophe Gruppen – aus den Bestimmungen der Biomasseverteilung (Abbildung 4-66) abgeleitet werden. Dabei eignet sich vor allem die DNA-Bestimmung zur Quantifizierung der absoluten Biomasse, während RNA, DNA/RNA-Verhältnis und ATP-Messungen (Abbildung 4-67) die Aktivität wiedergeben. Aus den vorliegenden Messungen wurde eine DNA-Konzentration von rund 20 µg/g an der Filteroberfläche angenommen, die bis zu einer Tiefe von rund 5 cm linear auf 4 µg/g abnimmt und in größeren Tiefen bei diesem Wert konstant bleibt. Durch Multiplikation der DNA-Masse um den Faktor 5-10 kann die Biomasse der Organismen ermittelt werden (Schwarz, 2004). Das Verhältnis heterotroph zu autotroph kann zwischen 2 und 10 angenommen werden, wobei XANs (Nitrosomonas) und XANb (Nitrobakter) weitgehend gleichgewichtig auftreten (Langergraber, 2001).

Zusammenfassung

Aus den angegebenen Eingangsdaten erscheinen vor allem diejenigen als offen, welche nicht direkt aus der vorliegenden Datengrundlage erhoben werden können. Dazu kann in erster Linie die Zulauffraktionierung hinsichtlich CSB_{hom} genannt werden. Hinzu kommt die Frage nach der CSB-Sorption, deren Parameter sowohl den vermutlich auftretenden Prozess selbst abbilden, als auch die Filtration substituieren. Die Startbedingungen sind vornehmlich in Bezug auf die Verteilung der Mikroorganismen ungeklärt.

5.2.4.2 Ermittlung von Eingangsdaten der Biomasseverteilung aus Simulationsrechnungen

Das Modell CW2D wurde in vielzähligen Simulationsstudien erfolgreich auf seine Eignung zur Nachbildung von PKA überprüft (Langergraber, 2008). Betriebsbedingungen von PKA weisen im Allgemeinen regelmäßige Beschickungen mit mittelfristig relativ konstanten Zulaufkonzentrationen auf. Der Betrieb von RBF stellt sich dazu als gegenteilig dar. Daher ist zwecks Über-

tragung auf RBF zu prüfen, ob auch stark unregelmäßige Belastungsfolgen mit CW2D nachgebildet werden können (Kap. 2.6.2).

Wie im vorherigen Kapitel beschrieben, sind zur Berechnung von Einzelereignissen Startbedingungen im Filterkörper festzulegen. Diese können zwar manuell eingegeben werden, jedoch bedingt die Nachbildung einer Ereignisreihe ein sich selbst tragendes Modell – geeignete Startbedingungen müssen sich aus der Berechnung des vorhergehenden Ereignisses mit anschließender Trockenperiode ergeben. Daher kann angestrebt werden, die Startbedingungen der Biomasseverteilung „einzufahren“, indem eine konstante, durchschnittliche Belastung so lange wiederholt wird, bis sich die Bedingungen stabilisieren. Dieses Vorgehen sollte sich an realen Beschickungen orientieren, die konkrete Nachbildung einer Messreihe ist jedoch nicht zwingend erforderlich.

Ausgehend von der Beschickungshistorie der Säule mit den ausgewählten Hochlastversuchen wurde angestrebt, den gegebenen Einfahrzustand verallgemeinert abzubilden. Aus Tabelle A 1 (Anhang) ist ersichtlich, dass dabei vorwiegend Versuche mit einer Stapelhöhe von 0,5 m in einem durchschnittlichen Abstand von 4 d umgesetzt wurden. Die mittleren Zulaufkonzentrationen lagen bei rund 50 mg O₂/l für CSB_{hom} und 5 mg/l für NH₄-N (vgl. Kap. 3.1.3.1). Aus den vorliegenden Messwerten wurde aus der Differenz von CSB_{hom} und CSB_S eine CSB_X-Konzentration von rund 10 mg O₂/l abgeleitet. Ausgehend von einem CSB_{hom}-Wirkungsgrad von 74 % (Abbildung 4-45) lag die mittlere Ablaufkonzentration bei rund 13 mg O₂/l. Anhand dieser Eckdaten wurden aus den im vorhergehenden Kapitel genannten Kriterien zur Zulauffraktionierung Varianten gebildet:

Tabelle 5-7: Varianten der CSB-Zulauffraktionierung zur Ermittlung stabiler Eingangsdaten

Variante	CR	CS	CI
[-]	[mg O ₂ /l]	[mg O ₂ /l]	[mg O ₂ /l]
Czu1	30	10	10
Czu2	20	20	10
Czu3	15	30	5

In Variante Czu1 entspricht CS dem CSB_X und CI ungefähr der Ablaufkonzentration. Dazu sollte angemerkt werden, dass bei Abbau von CS auch CI freigesetzt wird, sodass die simulierte Ablaufkonzentration auch bei vollständiger Oxidation von CR und CS oberhalb der Zulaufkonzentration von CI liegt. In Variante Czu2 wurde ein Teil des CSB_S in CS erfasst, in Czu3 ein noch größerer. In Czu3 wurde zudem CI aufgrund der entstehenden Abbauprodukte von CS verringert.

Alle 3 Varianten wurden in 2 Subvarianten umgesetzt: ohne Sorption von CS und mit linearer Sorption ($K_d = 1 \text{ cm}^3/\text{g}$, $\alpha = 1/\text{h}$). Somit entstanden insgesamt 6 Varianten (Czu1oS, Czu1mS, Czu2oS, Czu2mS, Czu3oS, Czu3mS). Als Startbedingung der 1. Berechnung wurde in allen Fällen folgende Biomassenverteilung angenommen: lineare Abnahme von XH / XANs / XANb innerhalb der obersten 2 cm von 160 / 20 / 20 [µg/g], darunter konstant 32 / 4 / 4 [µg/g] (entspricht DNA-Messwerten mal Faktor 10, Verhältnis XH / XA = 4 : 1).

Ergebnisse Subvarianten ohne CS-Sorption

In Abbildung 5-11 ist die Summe der heterotrophen (XH) und autotrophen (XA) Mikroorganismen in logarithmischem Maßstab im Tiefenprofil ohne CS-Sorption aufgetragen. Zur Ermittlung dieser weitgehend stabilisierten Daten waren rund 200 Beschickungen erforderlich, wobei sich auch danach noch Abweichungen der Populationen zwischen Anfang und Ende der simulierten Trockenphase von 3,5 d ergeben. Die vorhandenen Messwerte entsprechen Abbildung 4-66 bzw. Abbildung 4-67, hier jedoch ebenfalls logarithmisch dargestellt.

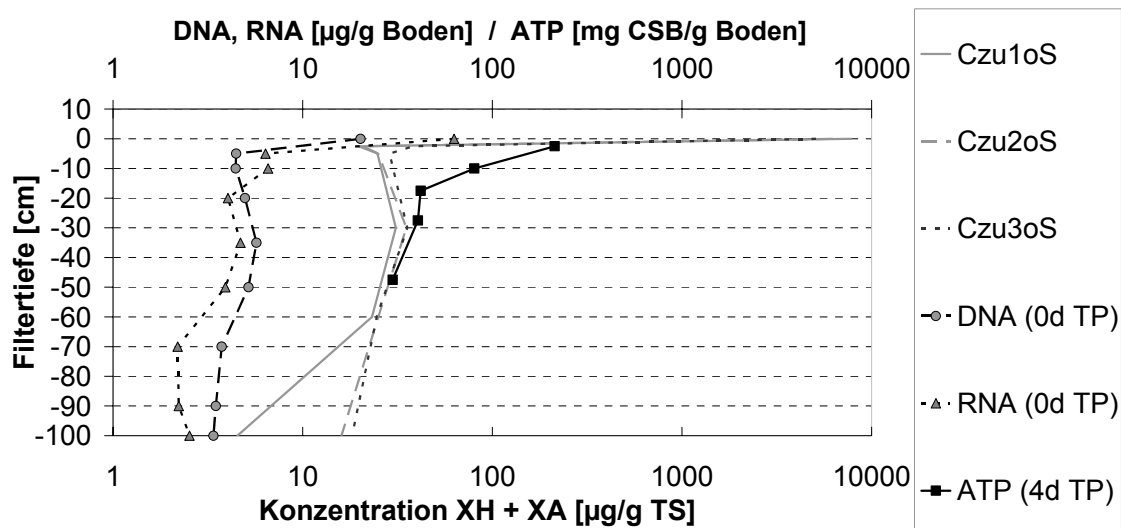


Abbildung 5-11: Verteilung von Mikroorganismen im Tiefenprofil ohne CS-Sorption

Der Vergleich von simulierten Varianten ohne Sorption zeigt, dass die CSB-Fraktionierung nur schwachen Einfluss auf die Verteilung der gesamten aktiven Biomasse hat. Die Höchstwerte finden sich oberflächennah (Czu1oS / Czu2oS / Czu3oS = 7767 / 6225 / 5095 [µg/g TS]), unmittelbar darunter sinkt die Konzentration stark ab. In größeren Tiefen tritt eine weitgehend homogene Verteilung auf.

Ein Vergleich von Simulations- und DNA-Messwerten erbringt keine direkte Übereinstimmung, jedoch einen sehr ähnlichen Verlauf im Tiefenprofil. Gleiches trifft auf den Vergleich mit RNA-Messungen zu. Während die Abweichung oberflächennah ungefähr dem Faktor 100 unterliegt, verringert sich dieser darunter auf ungefähr 10.

Eine Gegenüberstellung der ATP-Messungen mit den Simulationsergebnissen zeigt in größeren Tiefen eine direkte Übereinstimmung. Der Gradient hin zur Oberfläche ist jedoch weniger stark ausgeprägt. Dennoch scheint belegt, dass mit direkter Eingabe der ATP-Messwerte eine gute Annäherung erzielt werden kann.

Tabelle 5-8: Verhältnis XA/XH im Tiefenprofil ohne CS-Sorption

Tiefe	XA/XH Czu1oS	XA/XH Czu2oS	XA/XH Czu3oS
[cm]	[%]	[%]	[%]
0	0,03	0,04	0,04
2,5	18	252	92
5	118	133	62
30	30	26	21
60	15	15	11
100	0,0002	0,0001	0,0001

Anhand der Simulationsergebnisse kann die Biomasse nicht nur in ihrer Gesamtheit, sondern auch unterteilt in heterotrophe und autotrophe Fraktionen betrachtet werden. Das in Tabelle 5-8 angegebene Verhältnis XA/XH zeigt sich zu- und ablaufnah weitgehend identisch, während vor allem der Bereich unterhalb der Sandkörperoberfläche stark von der CSB-Fraktionierung abhängt. Hier liegt eine große Bandbreite der Relation vor. Daraus ist zu schließen, dass zutreffende Fraktionierungen der Biomasse kaum verallgemeinert vorhersagbar sind. Das als Startwert angenommene Verhältnis von 25 % findet sich in einer mittleren Tiefe von rund 30 cm und erscheint daher als geeigneter Ausgangspunkt bei fehlender Datengrundlage bestätigt.

Ergebnisse Subvarianten mit CS-Sorption

Entsprechend der Subvariante ohne CS-Sorption sind die Ergebnisse mit Sorption in Abbildung 5-12 dargestellt. Dazu ist anzumerken, dass nach einer Wiederholung von rund 50 identischen Beschickungen ein Simulationsabbruch eintrat. Bei einer alternativen Berechnung mit $K_d = 5$ anstelle 1 $[\text{cm}^3/\text{g}]$ geschah dies bereits nach 17 Durchläufen.

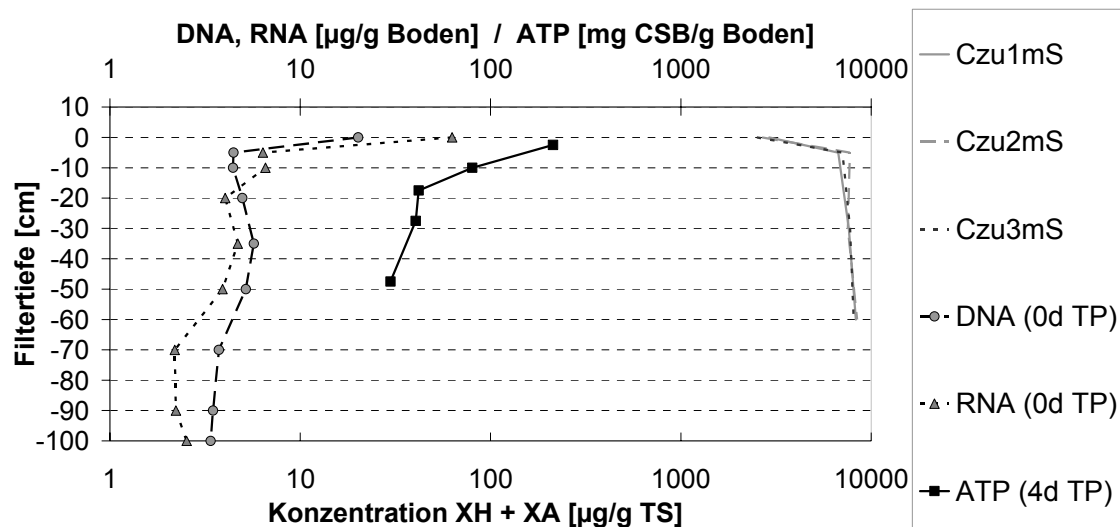


Abbildung 5-12: Verteilung von Mikroorganismen im Tiefenprofil mit CS-Sorption

Die Varianten mit CS-Sorption zeigen trotz stark abweichender CSB-Zulauffraktionierung eine nahezu identische Verteilung der Mikroorganismen. Im Tiefenprofil nimmt die Biomasse unmittelbar unterhalb der Oberfläche leicht zu und bleibt im weiteren Verlauf weitgehend konstant. Daraus ergeben sich keine Übereinstimmungen mit den Messwerten. Der Anteil der autotrophen Organismen an der Gesamtmasse beträgt stets weniger als 0,5 %.

Schlussfolgerungen und Diskussion weiterer Varianten

Der Vergleich der gewählten Varianten zeigt eine weitgehende Unabhängigkeit der stabilisierten Biomassenverteilung von der CSB-Fraktionierung – sowohl mit als auch ohne CS-Sorption. Wird keine Sorption angenommen, so deckt sich das Tiefenprofil weitgehend mit ATP-Messungen, während zu DNA- und RNA-Messungen eine systematische exponentielle Abweichung besteht. Bei Annahme von Sorption ist die Verteilung deutlich abweichend ausgebildet. Zudem kommt es ab ca. 50 Simulationsdurchläufen zu Berechnungsabbrüchen, welche auf instabile Systemzustände hinweisen und somit die Modellanwendung einschränken. Die Subvariante ohne Sorption wird daher als geeigneter erachtet.

Als weitere Subvariante wurde angedacht, die Substratschicht zu unterteilen, indem nur oberflächennah eine CS-Sorption angenommen wird (oder einer sorbierend Deckschicht). Dies hätte weniger die Beschreibung der Sorption gelöster CS-Anteile als vielmehr eine Substitution der Flächenfiltration zum Ziel. Auf Grundlage der dargestellten Ergebnisse wurde dieser Ansatz aus folgenden Gründen verworfen: Um eine stetige Filtration sicherzustellen, müssten extreme Eingabewerte der Sorptionsisothermen gewählt werden, da sonst ein Konzentrationsdurchbruch erfolgte. Dies birgt jedoch eine hohe Gefahr von Berechnungsabbrüchen. Hinzu kommt die Tatsache, dass bei den RBF-Säulenversuchen relativ geringe partikuläre CSB-Anteile vorliegen, während sich dies in den großtechnischen Messungen gegenteilig darstellt (Kap. 4.7). Stabile Berechnungen erscheinen unter diesen Voraussetzungen erschwert.

5.2.4.3 Simulation von Einzelereignissen

Als Grundlage der Betrachtung ausgewählter Einzelereignisse wurden in Kap. 5.2.4.1 die erforderlichen Eingangsdaten betrachtet. Dabei wurden vor allem die CSB-Fraktionierung, die Sorption langsam abbaubarer CS-Verbindungen sowie die Verteilung der Mikroorganismen als offene Fragen herausgestellt. In Kap. 5.2.4.2 wurden stabile Zustände als Voraussetzung einer für Mischwasserentlastungen typischen Belastungsvarianz erarbeitet. Dabei zeigte sich die Annahme einer CS-Sorption als weniger geeignet. Die Verteilung der Mikroorganismen wurde von unterschiedlichen CSB-Fraktionierungen nur begrenzt beeinflusst, sodass durch Abweichungen zwischen Beschickungen nur geringe Änderungen vermutet werden können. Offen erscheint somit vorwiegend die CSB-Fraktionierung in ihrem Einfluss auf einzelne Ablaufganglinien. Dennoch wird auch die CS-Sorption zur Kalibrierung von Einzelereignissen herangezogen.

Tabelle 5-9: Varianten der Anwendung von CW2D auf Hochlastversuch ES35

Variante	Kurzbeschreibung
X0_oS_zu1 / zu2 / zu3	Organismen manuell, ohne CS-Sorption, CSB-Fraktionierung Var. 1 / 2 / 3
X0_mS_zu1 / zu2 / zu3	Organismen manuell, mit CS-Sorption, CSB-Fraktionierung Var. 1 / 2 / 3
X1_oS_zu1 / zu2 / zu3	Organismen stabilisiert, ohne CS-Sorption, CSB-Fraktionierung Var. 1 / 2 / 3

Tabelle 5-10: Subvarianten CSB-Fraktionierung bei Anwendung CW2D auf Hochlast ES35

Variante	CR	CS	CI
[-]	[% CSB hom]	[% CSB hom]	[% CSB hom]
zu1	60	20	20
zu2	40	40	20
zu3	30	60	10

Da die CS-Fraktionierung im Vordergrund der Betrachtung von Varianten steht, wurde sie in den Subvarianten zu1 bis zu3 allen Hauptvarianten gleich betrachtet (Tabelle 5-10). Die prozentuale Aufteilung bei Simulationsstart entspricht dabei den Annahmen der in Kap. 5.2.4.2 dargestellten Stabilisierungsvarianten (Tabelle 5-7).

Die Hauptvarianten X0 und X1 (Tabelle 5-9) zielen auf die Ermittlung einer geeigneten Biomasseverteilung, wobei in X0 die manuelle Eingabe den Bedingungen bei Beginn der Stabilisierung entspricht. In X1 wurden die stabilen Zustände nach 200 gleichartigen Beschickungen aus der korrelierenden CS-Fraktionierungsvariante als Startwerte angenommen. Zur Unterteilung der Hauptvariante X0 in X0_mS (mit Sorption) wurden die Eingaben der Sorptionsparameter ($K_d = 1 \text{ cm}^3/\text{g}$, $\alpha = 1/\text{h}$) ebenfalls entsprechend der Stabilisierung gewählt.

Ergebnisse mit manueller Biomasseverteilung ohne CS-Sorption (X0_oS_zu1 / zu2 / zu3)

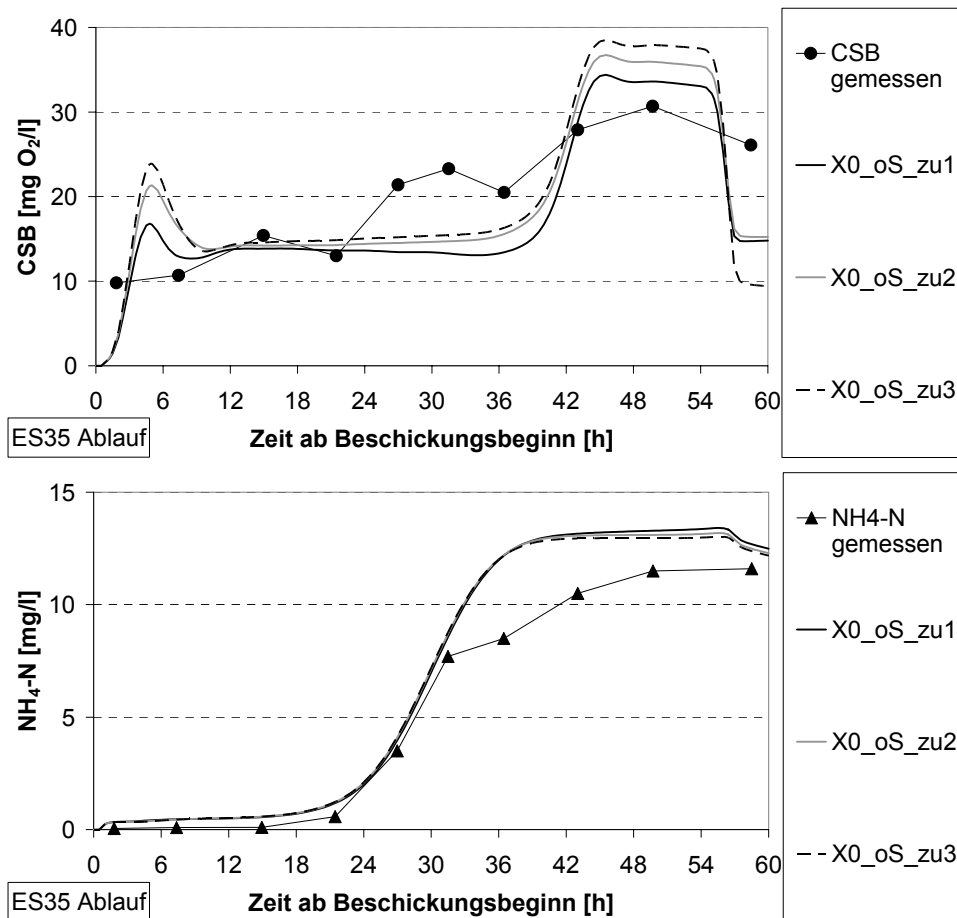


Abbildung 5-13: Ergebnisse mit manueller Biomasseverteilung ohne CS-Sorption (X0_oS_zu1 / zu2 / zu3)

Bei Herleitung der Biomasseverteilung aus der Datengrundlage erbringt die Simulation der CSB-Ablaufganglinien ohne CS-Sorption eine hohe Annäherung an die Messwerte (Abbildung 5-13, links). Als auffällig erscheint der abrupte Anstieg der Konzentrationen nach rund 40 h. Dies ist auf eine fehlende Durchmischung der variierenden Zulaufkonzentrationen (Tabelle A 2 im Anhang) im Retentionsraum zurückzuführen. Auch der Peak nach rund 6 h ist auffällig, worauf in den Varianten X1 mit stabilisierter Verteilung der Mikroorganismen eingegangen wird. Die NH₄-N-Ablaufganglinien (Abbildung 5-13, rechts) werden überwiegend von den Sorptionsisothermen bestimmt (vgl. Abbildung 5-10, links), wobei die im Modell integrierte Nitrifikation während der Betriebsphase aufgrund der geringen Masse an Nitrifikanten kaum Auswirkungen zeigt. Die breite Variation der CSB-Zulauffraktionierung wirkt sich insgesamt nur schwach auf die Ablaufganglinien aus.

Ergebnisse mit manueller Biomasseverteilung mit CS-Sorption (X0_mS_zu1 / zu2 / zu3)

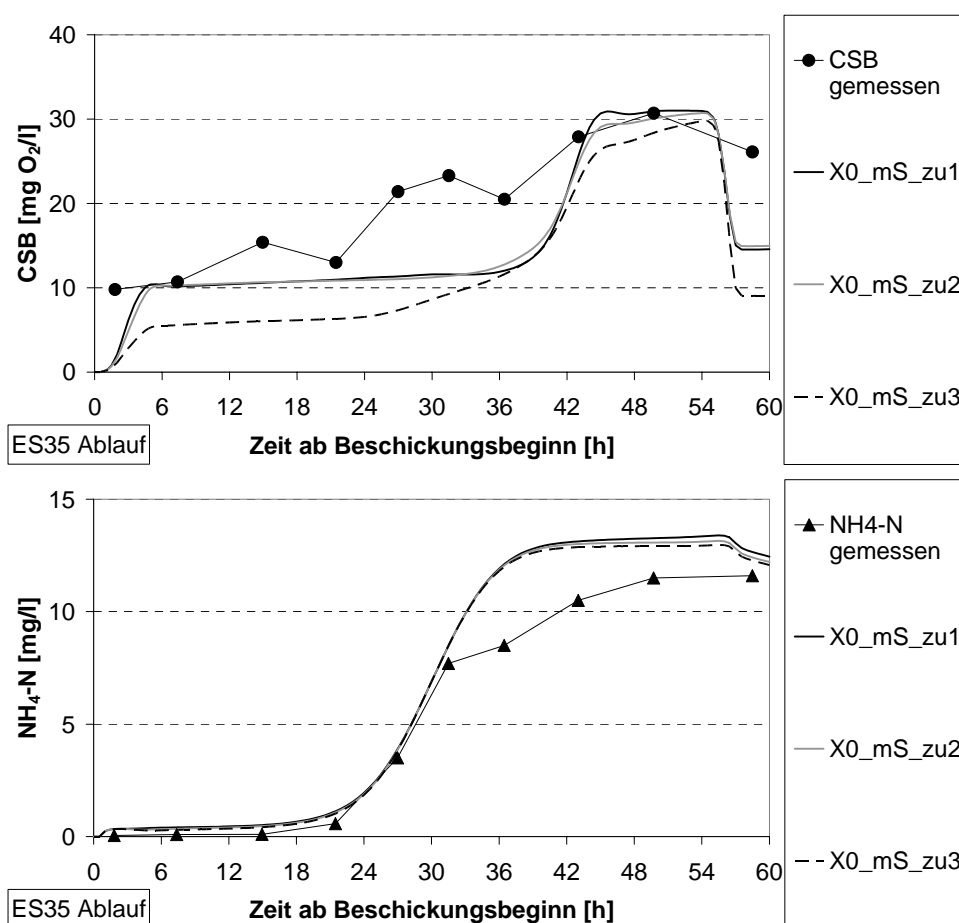


Abbildung 5-14: Ergebnisse mit manueller Biomasseverteilung mit CS-Sorption (X0_mS_zu1 / zu2 / zu3)

Bei Annahme einer Sorption der gelösten, langsam abbaubaren sowie der partikulären CSB-Anteile (CS) in Variante X0_mS ergeben sich erkennbare Unterschiede zur Variante X0_oS. Die Ablaufganglinien (Abbildung 5-14, links) verlaufen niedriger. Während der abrupte Anstieg nach rund 40 h verbleibt, entfällt der Peak kurz nach Ablaufbeginn. Bei manueller Eingabe der Verteilung von Mikroorganismen wird – ohne weitergehende Kalibrierung der Sorptionsparameter – der Ansatz mit Sorption als plausibler angesehen. Wird nur eine geringe Sorptionsfähigkeit angenommen, so könnte dies in langfristigen Simulationen dazu beitragen, den Biomassegradienten zwischen Oberfläche und tiefer gelegenen Horizonten (vgl. Abbildung 5-11) abzuschwächen.

Ergebnisse mit stabilisierter Biomasse ohne CS-Sorption (X1_oS_zu1 / zu2 / zu3)

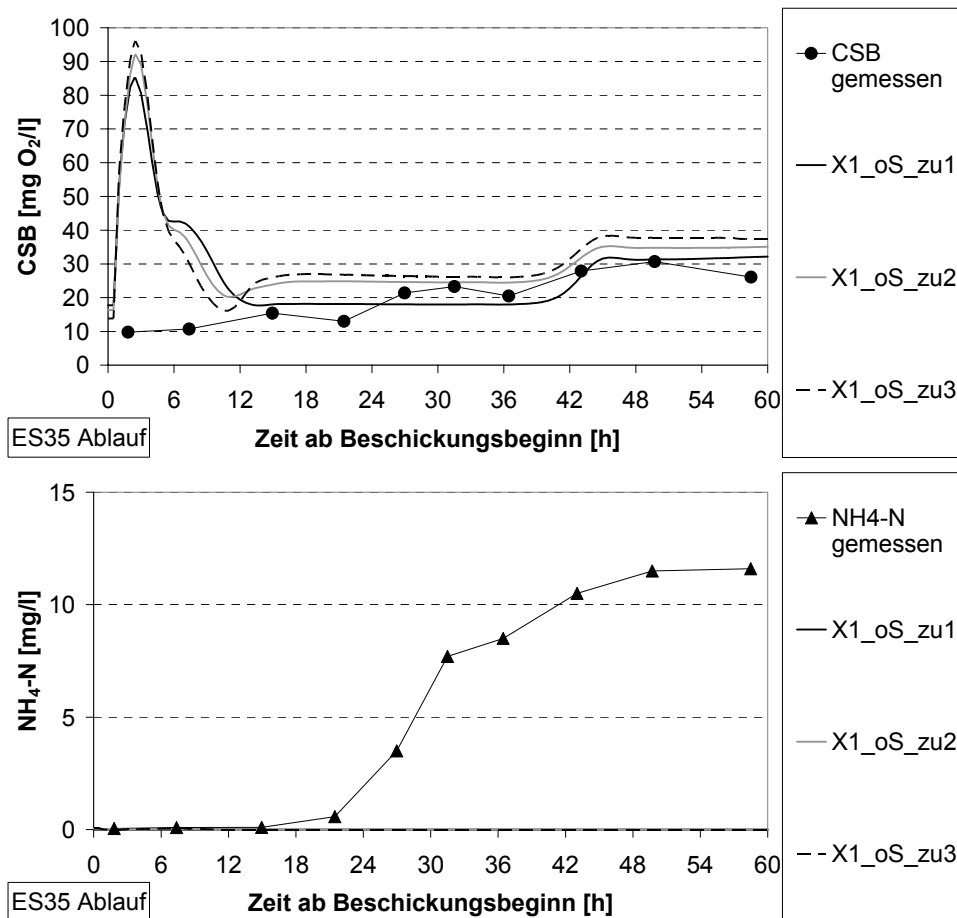


Abbildung 5-15: Ergebnisse mit stabilisierter Biomasseverteilung ohne CS-Sorption (X1_oS_zu1 / zu2 / zu3)

In der Anwendung der stabilisierten Biomasseverteilung in Variante X1_oS soll die Auswirkung einer Extrembelastung auf einen relativ gleichgewichtigen Zustand betrachtet werden. Die Ergebnisse der CSB-Ablaufganglinien (Abbildung 5-15, links) weisen ab ca. 30 h nach Beschickungsbeginn gegenüber Variante X0_oS eine verbesserte Annäherung auf. Die Ablaufkonzentrationen werden jedoch durch einen stark ausgeprägten Peak nach ca. 4 h dominiert, welcher schon in Variante X0oS in schwächerer Form auffiel.

Die Ursache dieser Konzentrationsspitze ist in der vorausgegangenen Trockenphase zu finden. Ohne Nährstoffzufuhr kommt es zu einer Lyse der aktiven Biomasse, welche dann in CR, CS, CI, NH₄ und IP übergeht (Abbildung A 1). Da NH₄-N stets nitrifiziert wird, kommt es bei Wachstum von Biomasse aus den lysierten Nährstoffen zu einem NH₄-N-Mangel. Infolgedessen reichert sich CR an, wodurch im Folgeereignis der hier erkennbare Spülstoß auftritt.

Die gegenüber Variante X0 stark erhöhte Biomasse (vgl. Abbildung 5-11) wirkt sich auch auf die NH₄-N-Ablaufganglinien (Abbildung 5-15, rechts) deutlich aus, da kein Durchbruch mehr erfolgt. In einer alternativen Berechnung ohne NH₄-N-Sorption (nicht dargestellt) wurde jedoch festgestellt, dass ein Durchbruch als Kombination von Sorption und Nitrifikation während der Betriebsphase kalibrierbar ist.

Aufgrund dieser Zusammenhänge ist eine langfristige Betrachtung von Ereignisfolgen mit CW2D bisher nicht möglich. Unabhängig davon, ob eine gleichmäßige oder variierende Belastung nachgebildet wird, kommt es bei mehrtägigen Trockenphasen stets zu der dargestellten CR-Anreicherung. Die Betrachtung eines weiteren Einzelereignisses (ES40) erbrachte dazu keinen erweiterten Kenntnisstand. Aufgrund der vergrößerten Anzahl einfließender Faktoren und der damit verbundenen Unsicherheiten wurde auf eine Nachbildung großtechnischer Anlagen verzichtet.

Vergleich der Ergebnisse mit Erkenntnissen nach Henrichs et al. (2007)

Zeitlich parallel zu den Simulationsstudien der vorliegenden Arbeit wurden von Henrichs et al. (2007) Untersuchungen mit CW2D durchgeführt, die ebenfalls auf die geeignete CSB-Fraktionierung, die CS-Sorption und die Biomasseverteilung zielten. Als Ergebnis wurde festgehalten, dass eine Nachbildung von Einzelereignissen in Lysimetern und großtechnischen Anlagen verbessert gelingt, wenn CS im Gegensatz zu Anwendung auf PKA als sorbierbar definiert wird. Trotz einer guten Annäherung an einzelne Ablaufganglinien gelang eine langzeitliche Nachbildung bisher nicht. Als Ursache wird hierzu die zu große Zahl der zu treffenden Annahmen genannt - vor allem die CSB-Fraktionierung im Zulauf, die Verteilung von Biomasse und ihrer Aktivität sowie die Beschreibung der Abbauprozesse während der Trockenphasen. Daraus ergibt sich eine inhaltliche Deckung mit den hier dargestellten Ergebnissen.

Diskussion zukünftiger Anwendungs- und Entwicklungsschritte

Die Anwendungsübertragung des vollständigen biokinetischen Reaktionsmodells CW2D auf RBF erscheint nach derzeitigem Kenntnisstand nicht vollständig gelungen. Als problematisch können vor allem die gegenüber PKA weit ausgedehnten Trockenperioden bezeichnet werden. Die intensivierte Betrachtung der Mineralisierung filtrierter organischer Frachten – vor allem im Zusammenhang mit der Sedimentbildung in der Großtechnik – scheint durch Verknüpfung eines Filtrationsmodells mit partikulären CSB-Verbindungen im neuen Modell CWM1 (Constructed Wetland Model No1; Langergraber et al., 2009b) möglich.

Wird eine Mineralisierung organischer Frachten entsprechend der Lyse der Mikroorganismen angenommen, so könnte sich das dargestellte Problem der CR-Anreicherung verschärfen. Dabei stellt sich die Frage, ob ein Abbau gelöster Kohlenstoffverbindungen zwangsläufig mit einem Biomassewachstum in Verbindung zu stellen ist. Es erscheint möglich, dass ein Teil der leicht verfügbaren CR-Verbindungen im Stoffwechsel der aktiven Biomasse gezehrt wird und dann als CO₂ in die Massenbilanz eingeht.

5.3 Zusammenfassung und Ausblick Modellanwendung CW2D

Die gezeigten Simulationsstudien mit CW2D beinhalten die Nachbildung von Säulen- und Nutschenversuchen (Labormaßstab). Ausgehend von einer Kalibrierung der hydraulischen Verhältnisse sowie des konvektiven Stofftransportes anhand von Tracerversuchen wurden Elemente der Reinigungsleistung von RBF gezielt betrachtet.

Die Simulation des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhaltes durch Sorption in Nutschenversuchen erfolgte in 2 Schritten. Im 1. Schritt wurden bekannte eigene Ergebnisse aus der Versuchsreihe 1 (VN1) überarbeitet. Im 2. Schritt erfolgte eine Bestätigung und Vertiefung der Erkenntnisse durch Nachbildung der Versuchsreihe 2 (VN2). Als wesentliche Schlussfolgerung kann die homogene Verteilung von $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorptionskapazitäten festgehalten werden.

Bei Vergrößerung des Maßstabes auf Säulenversuche standen zunächst Hydraulik und Stofftransport im Vordergrund. Während eine Wiedergabe eigener Tracersimulationen in RBF-Säulen die Eignung weiterer Anwendungsschritte belegte, zielte der Exkurs zu PKA-Säulen auf eine große Bandbreite von Substrateigenschaften. Dabei konnte gezeigt werden, dass das im Hinblick auf natürliche Böden entwickelte Modell HYDRUS-2D nicht nur zur Nachbildung technischer Sande, sondern unterschiedlichster (grobkörniger) Substrate anwendbar ist.

Die Übertragung der in den Nutschenversuchen ermittelten Eingabewerte zur $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption gelang nicht. Anhand einer erneuten Kalibrierung konnten jedoch die Grundlagen weiterer Anwendungsschritte geschaffen werden. Im Vergleich der Maßstäbe ist ersichtlich, dass den Säulenversuchen ein deutlich höheres Sorptionspotential beigemessen werden sollte.

Eine Anwendung des neuen Modellteils zur Filtration von Feststoffen erfolgte bisher nur in Vorstudien ohne Bezug zum biokinetischen Reaktionsmodell. Eine Überprüfung des Berechnungsansatzes ergab sich mangels Datengrundlage nicht, jedoch erscheint die Methodik im Hinblick auf eine intensivierte Betrachtung der Sedimentbildung als viel versprechend.

Im abschließenden Anwendungsschritt wurden Stoffumsatzprozesse simuliert. Nachdem die erforderlichen Parameter diskutiert und Eingabewerte aus der Datensammlung erhoben wurden, diente eine Vorstudie der Erfassung stabiler Verteilungen der aktiven Biomasse. Dabei zeigte sich eine weitgehende Übereinstimmung mit Messwerten bei Annahme „CSB-Fraktion CS nicht sorbiert“, bei gegenteiliger Annahme jedoch nicht.

Anhand der zuvor erörterten Eingangsdaten wurden zur Nachbildung von Einzelereignissen Varianten betrachtet. Als Ergebnis war feststellbar, dass eine Kalibrierung von CSB-Ablaufganglinien gelingen kann, wenn die Biomasseverteilung – abgeleitet aus den vorliegenden Messungen – manuell eingegeben wird. Unterschiedliche CSB-Fraktionierungen blieben von untergeordneter Bedeutung. Bei Annahme der stabilisierten Verteilung der aktiven Biomasse verschlechterte sich das Simulationsergebnis deutlich. Die Ursache lag in einem Wachstum von Mikroorganismen auf Grundlage von Zerfallsprodukten, wobei einer gleichgewichtigen Reaktion durch Nitrifikation der Stickstoff entzogen wurde. Daraus wurde geschlossen, dass die langfristige Betrachtung einer Ereignisreihe – vor allem bei ausgedehnten Trockenperioden – mit dem bisherigen biokinetischen Reaktionsmodell kaum zielführend ist. Als mögliche weitere Modelloptimierung neben der Berücksichtigung der Filtration wurde daher vorgeschlagen, die Biomasseaktivität nicht nur in Wachstum und Zerfall zu beschreiben, sondern auch in ihrem Stoffwechselanteil. Da dem in der Trockenphase geschlossenen System somit auch der Kohlenstoff entzogen würde, könnte sich langfristig eine stabile Biozönose mit geringen Massen einstellen, deren Leistungsfähigkeit gegenüber Belastungsschwankungen zu untersuchen bliebe.

Aus den dargelegten Zusammenhängen kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass weitere Simulationsstudien zur Anwendung von CW2D auf RBF sowohl einer Modellerweiterung, als auch gezielter Untersuchungen der biochemischen Vorgänge in Trockenphasen bedürfen. Letztere sollten an RBF mit mehrjähriger Betriebszeit vorgenommen werden, um eine unzureichende Sedimententwicklung als Fehlerquelle bei zu verallgemeinernden Erkenntnissen auszuschließen.

6 MODELLAUFBAU RSF_SIM

Als Planungsgrundlage von RBF gilt nach derzeitigem Kenntnisstand das Merkblatt DWA-M 178 (2005) (vgl. Kap. 2.3). Kenngröße zur Dimensionierung ist darin die hydraulische Belastung des Filters, welche durch Modellberechnungen zu ermitteln ist. Zielsetzung der Entwicklung des neuen Modells RSF_Sim (Retention Soil Filter Simulation) ist die Erstellung eines Werkzeuges, welches sowohl als Planungsinstrument als auch zur Betriebsoptimierung eingesetzt werden kann, indem neben der hydraulischen auch die stoffliche Belastung als Kriterium herangezogen wird. Dabei sollten einerseits Einflüsse auf den Betrieb von RBF berücksichtigt werden, andererseits sollte die Anwendbarkeit durch Planungsingenieure zu gewährleistet sein. Ein stark vereinfachtes Modell mit wenigen Eingangsdaten ist leicht zu bedienen, kann aber den vielfältigen Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung kaum gerecht werden. Ein sehr detailliertes Modell ist bei entsprechendem Kenntnisstand zu einer relativ genauen Wiedergabe der Prozesse fähig, kann aber aufgrund der mannigfaltigen Eingangsparameter kaum in der Praxis eingesetzt werden. Daher sollten zur Modellentwicklung zunächst die Einflüsse auf die Reinigungsleistung herausgestellt und im Anschluss in geeigneter Form mathematisch beschrieben werden. In den folgenden Kapiteln finden sich Ergebnisse dieser Überlegungen, Modellanwendungen in unterschiedlichen Maßstäben sowie ein Anwendungsbeispiel zur Planung einer neuen RBF-Anlage.

6.1 Entwicklungsgrundlagen

Die Entwicklung des Modells RSF_Sim beruht einerseits auf den Erfahrungen mit dem vereinfachten Ansatz innerhalb des Schmutzfrachtmodells KOSMO (vgl. Kap. 2.6.1 und 3.3.1), andererseits auf den Resultaten der Anwendung von CW2D (vgl. Kap. 5). Diese beiden Ansätze stellen die Antipoden dar, innerhalb derer sich die angemessene Beschreibung zwischen praxistauglicher Anwendbarkeit und notwendiger Detailtreue bewegt.

Aufgrund der vorgesehenen Anwendung des neuen Modells auf langfristige Zeiträume ist der KOSMO-interne Ansatz als Ausgangspunkt der Modellentwicklung anzusehen. In diesem Zusammenhang sind sinnvolle Schritte der Weiterentwicklung im Ergebnisvergleich zum ursprünglichen Ansatz darzulegen. Neue Ansätze beruhen auf den verfügbaren, empirisch abgesicherten Kenntnissen aus der Auswertung der Datengrundlage.

Im Vordergrund der Zielsetzung steht die verbesserte Betrachtung von Gewässerbelastungen in unterschiedlichen Zeithorizonten. Die stoffspezifischen Kriterien werden dazu aus den immissionsbezogenen Anforderungen für Mischwasserentlastungen nach ATV A 128 (1992) hergeleitet. Als akut wirkender Parameter gilt darin $\text{NH}_4\text{-N}$, sodass sowohl ereignisspezifische Frachten als auch die ablaufenden Konzentrationsverläufe möglichst zutreffend dargestellt werden sollten. Ähnliches trifft auf den kurz- wie langfristig wirkenden Parameter CSB zu, wobei vor allem den gelösten Anteilen die kurzfristige Wirkung zugesprochen wird. Für die langfristige Wirkung genügt der Nachweis über entsprechend lange Zeiträume.

Zur Modellerstellung wurde das Programm MATLAB/Simulink gewählt. Dieser Ansatz ermöglicht sowohl eine Verbindung mit Schmutzfrachtmodellen mittels Schnittstellen, als auch ma-

nuelle Eingabe von Belastungscharakteristika. Bei der Anwendung von Schmutzfrachtmodellen – hier KOSMO – startet die Anwendung von RSF_Sim die Berechnung der Schmutzfrachten im Kanalnetz im Hintergrund, um die Filterbelastung zu generieren.

Während der Modellentwicklung wurden verschiedene Modellvarianten mit Hilfe einer Software zur Tabellenkalkulation getestet, um einzelne Berechnungsschritte innerhalb der „black box“ genauer beobachten und auf Fehler untersuchen zu können. Auf diese Weise war es auch möglich, den KOSMO-internen RBF-Ansatz mittels manueller Dateneingabe getrennt von der Schmutzfrachtsimulation zu betrachten. Somit konnten Modellvarianten untereinander und mit den ursprünglichen Ansätzen nach Schmitt und Dittmer (2007) bzw. Dittmer (2006) ohne Einschränkungen verglichen werden. Die Überführung dieses Ansatzes in die Modellstruktur von RSF_Sim wird im Folgenden als RSF_DiSc bezeichnet.

Die im Rahmen dieser Arbeit als final angesehene Version wurde danach in MATLAB/Simulink überführt. Dort wurde zudem die Möglichkeit zur Erstellung einer graphischen Benutzeroberfläche angewandt, um die Eingabe von Eingangsgrößen zu vereinfachen und die Berechnungsergebnisse anschaulich darzustellen. Zudem besteht hier die Möglichkeit, die Ergebnisse mehrerer Simulationsläufe miteinander zu vergleichen, um die Auswirkung von Änderungen der Eingangsparameter schnell zu beurteilen.

Als Grundprinzip von RSF_Sim wurde angedacht, einem festgelegten hydraulischen Modell - in Abhängigkeit von den Anforderungen bezüglich unterschiedlicher Abwasserparameter - stoffliche Prozesse zuzuordnen. Nach dem „Baukastenprinzip“ sollen dazu Filtration mit Sedimentation, Sorption und Abbau sowie Kombinationen der Teilprozesse frei wählbar sein. Dazu werden zunächst die Hauptparameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ separat betrachtet und erörtert.

6.2 Grundlegende Darstellung des Modellaufbaus

Zur Beschreibung der untersuchten Vorgänge von Wasserbewegung, Stofftransport, Stoffrückhalt und Stoffumsatz sind vielfältige mathematische Ansätze bekannt. Auf eine vollständige Auflistung wird bewusst verzichtet, da die Anwendung möglichst einfacher Herangehensweisen im Vordergrund steht. Diskutiert werden jedoch unterschiedliche Ansätze, die verschiedene schwache Detaillierungsgrade darstellen und alternativ zur letztlich gewählten Prozessbeschreibung herangezogen und umgesetzt wurden.

Zur Nachbildung der auftretenden Prozesse sollten zunächst zeitliche wie räumliche Differenzierungen ausgewählt werden. Ausgehend von den Anforderungen an die Schmutzfrachtsimulation ergeben sich übliche Zeitschritte im Bereich weniger Minuten, daher ist diese Größenordnung auch für die Prozessbeschreibung im RBF nahe liegend. Eine weitergehende zeitliche Differenzierung kann keine höhere Genauigkeit bewirken, da die Prozesse maßgeblich durch die Zulaufcharakteristika beeinflusst werden und somit von der zeitlichen Auflösung der Eingangsdaten abhängen.

Als grundlegende Methodik zur hydraulischen Nachbildung wurde die lineare Speicherkaskade vollaufmischer Reaktoren als bewährter Ansatz gewählt. Eine Diskussion der räumli-

chen Differenzierung von Filterschichten findet sich im Anhang 2 (Kap. A2.2). Im Zusammenhang mit den Prozessbeschreibungen erfolgt dort (Kap. A2.6 / A2.7) zudem eine parameterspezifische Diskussion der hydraulischen Anforderungen. Eine Erörterung möglicher Optimierungen durch erhöhte Komplexität erfolgt in Kap. A2.8.1.

Der Stofftransport (Kap. A2.3.1, vgl. 2.4.2) sollte in Abhängigkeit vom Detaillierungsgrad der Wasserbewegung nachgebildet werden. Grundlage bildet der rein konvektive Transport. Hinzu kommen Effekte, die in ihrer Wirkung Diffusion und Dispersion ähneln.

Nach der Darstellung der Methodik des Stofftransportes im Modell erfolgt eine grundlegende Darstellung der Prozesse Filtration, Sorption und Abbau. Zudem werden Hilfsparameter eingeführt, mit denen sich Abhängigkeiten von Randbedingungen darstellen lassen. Mit Hilfe dieser Elemente nach dem „Baukastenprinzip“ soll die Grundlage zur Berücksichtigung von Abwasserinhaltsstoffen mit verschiedenen Eigenschaften gegeben werden. Eine Konkretisierung der Modellbeschreibung für die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ erscheint in Kap. A2.6 und A2.7.

Aufgrund der stark vereinfachten Modellansätze wurde als grundlegende Berechnungsmethode die Ermittlung von geschlossenen Bilanzen innerhalb eines Zeitschrittes gewählt. Dabei ermöglichen Volumenbilanzen in Verbindung mit Frachtbilanzen die Ermittlung von Konzentrationen. Die Konzentrationsberechnung über die Zeit erlaubt die Darstellung von Ganglinien, die den Prozessverlauf veranschaulichen und zur Kalibrierung genutzt werden können. Das Bilanzierungsverfahren soll zunächst an einem einfachen Beispiel aufgezeigt werden.

6.2.1 Eingangsbeispiel Hydraulik

Als einfachste Prozessbeschreibung der hydraulischen Vorgänge in Zeitschritten kann eine Volumenbilanz für den gesamten RBF angesehen werden. Dabei gilt für das Wasservolumen im RBF zum Zeitpunkt t_1 (V_{RBF_t1}) die Bilanz aus Zulauf von t_0 bis t_1 (V_{in_t1}), Ablauf von t_0 bis t_1 (V_{out_t1}), Filterüberlauf von t_0 bis t_1 (V_{over_t1}) und Wasservolumen im RBF zum Zeitpunkt t_0 (V_{RBF_t0}):

$$V_{\text{RBF}_t1} [\text{m}^3] = V_{\text{RBF}_t0} [\text{m}^3] + V_{\text{in}_t1} [\text{m}^3] - V_{\text{out}_t1} [\text{m}^3] - V_{\text{over}_t1} [\text{m}^3]$$

Gleichung 6-1: Volumenbilanz Eingangsbeispiel

Diese Bilanz beinhaltet keine Schichtung des Filterkörpers, zeigt jedoch schon die Randbedingungen auf. Als bekannte Größen ist V_{RBF_t0} anzusehen, da diese bei Berechnungsbeginn als Eingangswert festzulegen ist und in allen weiteren Zeitschritten aus dem jeweils vorhergehenden Berechnungsergebnis vorliegt. Weiterhin ist V_{in_t1} bekannt, da das Zulaufvolumen entweder durch Kanalnetzrechnungen oder durch manuelle Eingabe von Zulaufganglinien vorliegt. Somit verbleiben bei der Ermittlung von V_{RBF_t1} zunächst 2 weitere Unbekannte, die über zusätzliche Randbedingungen zu ermittelt werden können.

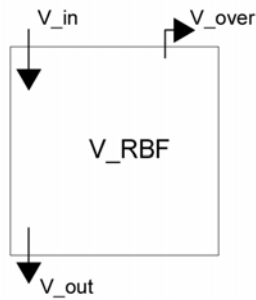


Abbildung 6-1: Fließschema Eingangsbeispiel

Der Ablauf V_{out_t1} (Abbildung 6-1) bewegt sich zwischen dem Wert 0 und dem Drosselablaufvolumen als Maximum. Das Drosselablaufvolumen (V_{limit}) ist aus den Eingangsdaten Filtergeschwindigkeit ($q_{Dr,RBF}$), Filteroberfläche (A_F) und Dauer eines Zeitintervalls (Zi) ermittelbar:

$$V_{limit} [m^3] = q_{Dr,RBF} [l/(s \cdot m^2)] \cdot A_F [m^2] \cdot Zi [min] \cdot 0,001 [l/m^3] \cdot 60 [s/min]$$

Gleichung 6-2: Drosselablaufvolumen

Damit V_{out_t1} dem V_{limit} entsprechen kann, muss genügend Wasser vorhanden sein. Daraus folgt:

$$V_{out_t1} [m^3] = V_{limit} [m^3]$$

$$\text{wenn } V_{RBF_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3] > V_{limit} [m^3]$$

sonst ist

$$V_{out_t1} [m^3] = V_{RBF_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3] \text{ (ggf. } = V_{limit} [m^3])$$

Gleichung 6-3: Ablaufvolumen Eingangsbeispiel

Um den Filterüberlauf (V_{over_t1}) zu berechnen, muss zunächst das maximale Gesamtvolumen (V_{RBF_max}) über die Eingangsdaten Gesamthöhe (h_{RBF}) und Filteroberfläche (A_F) definiert werden:

$$V_{RBF_max} [m^3] = h_{RBF} [m] \cdot A_F [m^2]$$

Gleichung 6-4: Gesamtvolumen

Im Beispiel wird stark vereinfachend davon ausgegangen, dass das Gesamtvolumen vollständig mit Wasser gefüllt werden kann. Ein Filterüberlauf findet somit statt, wenn V_{RBF_max} nicht ausreicht, um den Zulauf trotz gleichzeitigen Ablaufes aufzunehmen. Daraus folgt:

$$V_{\text{over_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{RBF_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{out_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{RBF_max}} [\text{m}^3]$$

$$\text{wenn } V_{\text{RBF_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{out_t1}} [\text{m}^3] > V_{\text{RBF_max}} [\text{m}^3]$$

sonst ist

$$V_{\text{over_t1}} [\text{m}^3] = 0$$

Gleichung 6-5: Überlauf Eingangsbeispiel

Somit sind die Volumenströme durch Bilanzen und unabhängige Randbedingungen beschreibbar. Um weitergehenden Anforderungen an das hydraulische Modell gerecht zu werden, kann das Gesamtvolumen $V_{\text{RBF_max}}$ nun in Schichten zu unterteilt und durch weitere Randbedingungen zu definiert werden. Die dazu gewählten Berechnungsschritte finden sich im Anhang 2, Kap. A2.1 und A2.2. Da sich das hydraulische Modell in RSF_DiSc weniger komplex darstellt als in RSF_Sim, wird mit dem einfacheren Ansatz in der Darstellung begonnen.

6.2.2 Eingangsbeispiel Stofftransport (Konvektion, Diffusion und Dispersion)

Bei einem rein konvektiven Transport bewegen sich alle Inhaltsstoffe mit der Abstandsgeschwindigkeit des Wassers. Die Abstandsgeschwindigkeit wird im Modell durch den Austausch von definierten Volumina zwischen Schichten innerhalb eines Zeitschrittes umrissen. Die Menge der dabei transportierten Inhaltsstoffe lässt sich anhand von verknüpften Konzentrationen in Frachten umrechnen, die wiederum der Berechnung der neuen Konzentration in einer Schicht im folgenden Zeitschritt dienen. Dieser Basisansatz ist in Gleichung 6-6 dargestellt, die enthaltenen Volumina V [m^3] sind aus der hydraulischen Berechnung bekannt, die Konzentration c_{t0} [g/m^3] ist aus dem vorhergehenden Zeitschritt bekannt.

$$c_{\text{t1}} [\text{g}/\text{m}^3] = (c_{\text{t0}} [\text{g}/\text{m}^3] * V_{\text{t0}} [\text{m}^3] + c_{\text{zu_t1}} [\text{g}/\text{m}^3] * V_{\text{zu_t1}} [\text{m}^3] - c_{\text{ab_t1}} [\text{g}/\text{m}^3] * V_{\text{ab_t1}} [\text{m}^3]) / V_{\text{t1}} [\text{m}^3]$$

Gleichung 6-6: Grundlegende Berechnung einer Mischkonzentration

Die eingebrachte Größe $c_{\text{ab_t1}}$ bedarf einer genaueren Betrachtung, da sie sich in zweierlei Weise definieren lässt: Einerseits kann sie als identisch mit der vorherrschenden Konzentration c_{t0} betrachtet werden (Gleichung 6-7), andererseits kann zuerst die Mischkonzentration infolge eines Zulaufes vor dem Austrag durch eine virtuelle Volumene2rweiterung um das Ablaufvolumen berechnet werden (Gleichung 6-8).

$$c_{\text{ab_t1}} [\text{g}/\text{m}^3] = c_{\text{t0}} [\text{g}/\text{m}^3]$$

Gleichung 6-7: Ablaufkonzentration Variante out1

$$c_{ab_t1} [g/m^3] = (c_{t0} [g/m^3] * V_{t0} [m^3] + c_{zu_t1} [g/m^3] * V_{zu_t1} [m^3]) / (V_{t1} [m^3] + V_{ab_t1} [m^3])$$

Gleichung 6-8: Ablaufkonzentration Variante out2

In Zusammenhang mit dem gewählten Ansatz der Speicherkaskaden kann für alle Schichten von voll durchmischten Reaktoren ausgegangen werden. In Variante out2 ergeben sich durchschnittliche Mischkonzentrationen zwischen der vorherrschenden und der neu hinzukommenden Konzentration ohne zeitliche oder räumliche Verzögerung. Bei Variante out1 ist die Geschwindigkeit der Stoffausbreitung gedämpft, da sich eine Änderung erst im folgenden Zeitschritt in die nächste Schicht ausbreiten kann.

Eine genaue Beschreibung der Konzentrationsausbreitung erscheint vor allem dort sinnvoll, wo Rückhalteprozesse dargestellt werden sollen - im hydraulischen Modell ist dazu die Prozessschicht vorgesehen, die Deckschicht und Sandkörper umfasst. In Anbetracht der dort vorherrschenden eindimensionalen Strömung wurde Variante out1 bevorzugt, da sich eine Konzentrationsänderung in oberflächennahen Horizonten nicht unmittelbar auf die Ablaufkonzentration auswirkt.

Eine detaillierte Darstellung der Mischkonzentrationen in RSF_Sim findet sich in Anhang 2 (A2.3.1). Im Vordergrund steht dabei der mit Retentionsraum, Prozess- und Drainageschicht dreilagige Aufbau. Zudem erfolgt die Berücksichtigung eines Restwassergehaltes in der Prozessschicht, um im Gegensatz zu RSF_DiSc Konzentrationen auch in der Trockenphase berechnen zu können.

6.2.3 Prozessbeschreibungen CSB

Anhand des vorliegenden Kenntnisstandes (vgl. Kap. 2.5.1), des darauf beruhenden Modellansatzes in KOSMO (vgl. Kap. 3.3.1.2), der modellspezifischen Ergebnisauswertung großtechnischer Anlagen (vgl. Kap. 4.1 bis 4.3) und der Ergebnisse der detaillierten Simulation (vgl. Kap. 5.3) war zu prüfen, welche Modellansätze für die langzeitliche Nachbildung des Summenparameters CSB geeignet sind. Weiterhin war für die Modellbildung zu entscheiden, welcher Komplexitätsgrad der Modellierung dem derzeitigen Wissenstand angemessen ist. Gleichzeitig waren weitergehende Überlegungen zur Vorbereitung einer fortgeschrittenen Modellentwicklung bei zukünftiger Erweiterung des Kenntnisstandes anzustreben.

Die getrennte Betrachtung gelöster und partikulärer Anteile stellt eine grundlegende Differenzierung der unter dem Summenparameter CSB zusammengefassten Stoffe dar. Angesichts der unterschiedlichen auftretenden Prozesse und der stark abweichenden Reinigungsleistungen von RBF gegenüber den Teilsummen erscheint eine getrennte Modellierung alternativlos, wenn die Nachbildung über pauschale Annahmen eines CSB-Wirkungsgrades oder einer Restkonzentration hinausgeht. Selbst wenn der Parameter CSB in der Schmutzfrachtsimulation nur in Gänze betrachtet werden sollte, wird eine Fraktionierung mit Eintritt in den RBF empfohlen. Die Befunde der betrachteten großtechnischen Anlagen zeigen dazu übereinstimmend, dass relativ konstante Konzentrationen der gelösten Anteile vorliegen.

Die Berechnung von CSB-Konzentrationen in RSF_DiSc folgt direkt den in Kap. 3.3.1.2 angegebenen Modellvorstellungen. Eine Diskussion möglicher weitergehender Lösungsansätze samt den in RSF_Sim schließlich gewählten Varianten / Gleichungen ist in Anhang 2 (A2.6) dargestellt. Für CSB_X liegt der wesentliche Entwicklungsfortschritt in einer Beschreibung der zurückgehaltenen Frachten, diese können bei angenommener Mineralisierung auf den Stickstoffhaushalt Einfluss nehmen. Für CSB_S wurde sowohl eine konstante Ablaufkonzentration als auch ein konstanter Wirkungsgrad als Berechnungsmethode ermöglicht. Auch eine Kombination beider Ansätze ist durch Annahme einer konstanten Hintergrundkonzentration mit Wirkungsgraden für darüber hinausgehende Konzentrationen wählbar. Der Wirkungsgrad kann dabei von der Temperatur, der Dauer der vorhergehenden Trockenphase und von der Drosselabflussspende als Einflussfaktoren abhängig gemacht werden.

6.2.4 Prozessbeschreibungen anorganischer Stickstofffraktionen

Eine angemessene Prozessbeschreibung erscheint für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ in besonderer Weise erforderlich. Aufgrund seiner akuten Wirkung ist nicht nur eine langfristige Betrachtung notwendig, sondern auch eine gute Anpassung von Ablaufganglinien an Messergebnisse. Die Nachbildung des Parameters $\text{NO}_3\text{-N}$ erscheint dagegen von untergeordneter Bedeutung, er dient jedoch der verbesserten Beurteilung des Stickstoffhaushaltes (Kap. 2.5.2).

Innerhalb der vorliegenden Modellvorstellungen in RSF_DiSc (Kap. 3.3.1.2, A2.7.1) wurden Teilaspekte als unzureichend angesehen. Im Hinblick auf eine geschlossene Bilanzierung erscheint es sinnvoll, den gesamten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt auch nach Erreichen einer kritischen Belastung zu erfassen. Dies gelang mit der Entwicklung einer zweistufig linearen Sorptionsisotherme (Anhang 2, Abbildung A 30). Zudem wurde in RSF_Sim (Kap. A2.7.2) eine zeitabhängige Regeneration des Filterkörpers eingeführt, die auch die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachtausträge optimiert wiedergibt.

6.3 Zusammenfassung und Modellvergleich

Nach der Darstellung der gewählten Prozessbeschreibungen und Methoden ist eine Diskussion der vorhandenen Ansätze (vgl. Kap. 3.3) möglich. Im Vergleich von RSF_Sim (Anhang 2) mit den vorher verwendeten Modellen kann festgestellt werden, dass sich die gewählten Ansätze näher zu dem in das Schmutzfrachtmodell KOSMO integrierten Ansatz darstellen als zu dem Detailmodell CW2D.

Der komplexere Ansatz in CW2D bedingt eine grundlegend abweichende Berechnungsstruktur. Dabei kann zunächst die räumliche Differenzierung mit Hilfe eines Finite-Elemente-Netzes hervorgehoben werden, die eine beliebig kleinräumige Betrachtung ermöglicht. Unabhängig von den mathematischen Methoden ist dieser Ansatz darauf ausgerichtet die ablaufenden Prozesse im Detail nachzubilden und zu verknüpfen. Die Qualität der Simulationsergebnisse ist somit eng mit den Kenntnissen der Prozesse verbunden.

Im Gegensatz dazu steht der Ansatz in KOSMO, der weniger auf eine Prozessbeschreibung als vielmehr auf eine langfristige Nachbildung der Wirkungsweise abzielt. Die Leistungsfähigkeit von RBF wurde aus der Auswertung von Messprogrammen hergeleitet, ohne die innere Funktionsweise und ihre Randbedingungen explizit zu beschreiben. Dieses Vorgehen folgt im Wesentlichen den Vorschlägen nach DWA-M 178 (2005). Ausgehend von diesem Black-Box-Modell wurde mit der Entwicklung RSF_Sim versucht, den erweiterten Kenntnisstand von Prozessen mit dem vorhandenen Modell zu verbinden. Dadurch soll die Nachbildung von Einzelereignissen verbessert und somit eine langfristig höhere Annäherung der Simulationsergebnisse an die Messdaten erzielt werden. Die Wirksamkeit der Optimierung der Modellqualität ist anhand der Nachbildungsergebnisse darzulegen.

Wie dargestellt benötigt das hydraulische Modell in RSF_DiSc im Vergleich zu RSF_Sim weniger Randbedingungen. Dazu tragen neben der fehlenden Dränschicht vor allem die fehlende Beachtung der hydraulischen Aufenthaltszeit und der fehlende Restwassergehalt in der Prozessschicht bei. Die Implementierungen hatten verschiedene Zielsetzungen:

Die Berücksichtigung der Dränschicht dient vornehmlich der genaueren Betrachtung der hydraulischen Bedingungen. Dazu gehören Einstauzeiten, Überstauhöhen und Überlaufvolumina. Die Auswirkungen auf die Inhaltsstoffe zeigen sich direkt in einer weiteren Durchmischung, indirekt auch durch die geänderten Randbedingungen in höher liegenden Horizonten.

Der Restwassergehalt der Prozessschicht wurde zur Konzentrationsberechnung während der Trockenphase eingeführt. Er beeinflusst die stofflichen Prozesse somit maßgeblich und kann die Ablaufkonzentrationen zu Ereignisbeginn infolge einer Frachtanreicherung dominieren (z. B. $\text{NO}_3\text{-N}$ -Spülstoß).

Die Verfeinerung der hydraulischen Vorgänge in der Prozessschicht durch Beachtung der hydraulischen Leitfähigkeit des Substrates und der daraus folgenden Mindestaufenthaltszeit wirkt sich stofflich vornehmlich auf zeitabhängige Prozesse aus. Dazu gehören Umsatzraten und Sorptionskinetiken, wobei letztere bisher nicht implementiert wurden. Eine weitere Verbesserung ist in der Nachbildung des Austrags von in der Trockenphase entstandenen Frachten zu erwarten.

Die stofflichen Prozesse selbst wurden teilweise aus RSF_DiSc mit Erweiterungen übernommen und teilweise gänzlich neu dargestellt. Der Ansatz der konstanten Hintergrundkonzentration für CSB_X wurde beibehalten und um eine Akkumulation der zurückgehaltenen Frachten ergänzt. Die Ansammlung unterliegt Abbauprozessen und wirkt auf den Stickstoffhaushalt ein. Zur Nachbildung von CSB_S wurde ein gegenüber RSF_DiSc erweiterter Vorschlag nach Dittmer (2006) aufgegriffen, welcher eine Kombination von konstanter Hintergrundkonzentration und Wirkungsgraden beinhaltet. Dieser wurde um die Einflussfaktoren Temperatur, vorhergehende Trockenphasendauer und Drosseleinstellung erweitert. Als Neuentwicklung zeigt sich die Prozessbeschreibung für $\text{NH}_4\text{-N}$ mit einer zweistufig linearen Sorption und einem kinetischen Abbau. Die zeitabhängige Nitrifikation führt in RSF_Sim ebenso wie die Mineralisierung zu einem Einfluss auf den Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$.

Eine Übersicht aller berücksichtigten Teilprozesse liefert Abbildung 6-2. Auf der rechten Seite sind die Teilvolumina des Retentionsraumes (V_{RR}), der Prozessschicht (V_P) und der Drainageschicht (V_D) gemeinsam mit den Volumenströmen im Zulauf (V_{in}), Überlauf (V_{over}) und Ablauf (V_{out}) angegeben. Links davon sind die Berechnungsbezüge der Konzentrationen schematisiert. Im Überlauf entscheidet der Operator „Op_Fue“, ob die Konzentration Bezug den Zulauf oder den Retentionsraum nimmt. Interaktionen zwischen den Parametern NH_4-N , NO_3-N und CSB_X finden ausschließlich in der Prozessschicht statt. Dabei kann Nitrat sowohl aus der Mineralisierung angereicherten Filtrats (X_{FS}) als auch aus der Nitrifikation entstehen. Letztere wirkt entweder auf die im „Sorptionsvolumen (VS)“ gehaltenen Frachten, oder auf die gelöste Konzentration. Der Operator „Op_DL“ entscheidet dabei, ob der Prozess auch während der Betriebsphase oder nur in Trockenperioden abläuft. In der abschließenden Drainageschicht werden lediglich Mischkonzentrationen vor dem Ablauf berechnet, jedoch nicht für die konstante Hintergrundkonzentration von CSB_X .

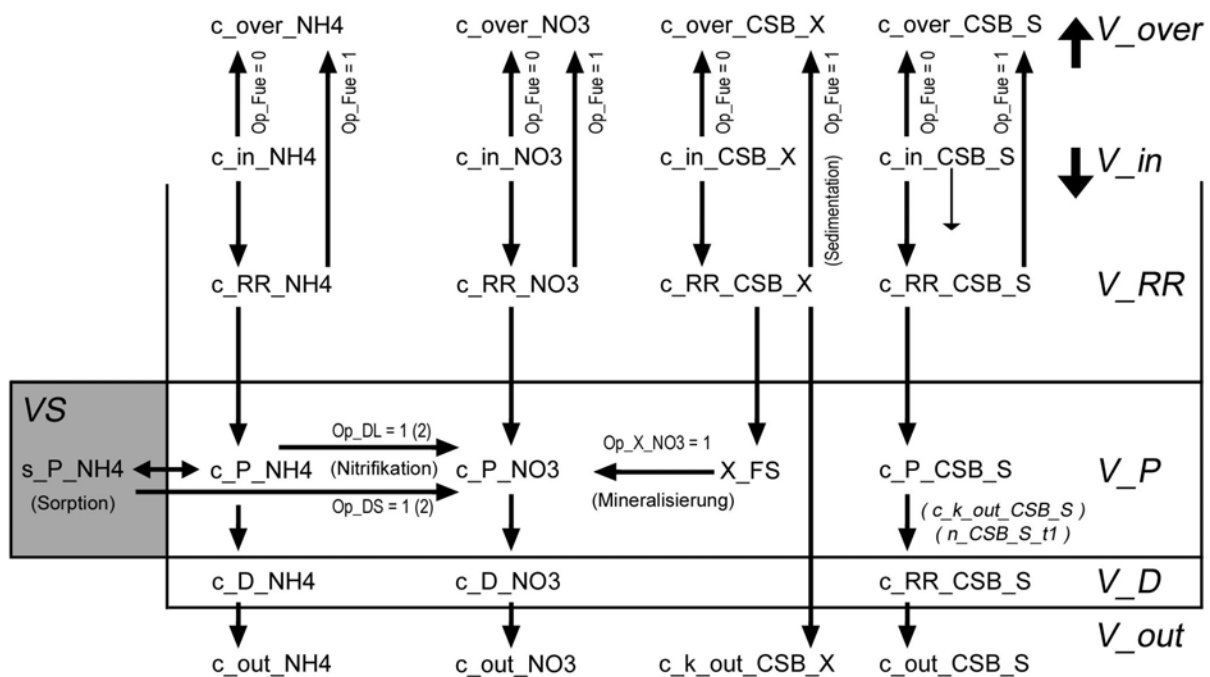


Abbildung 6-2: Übersicht der Konzentrationsberechnungen in RSF_Sim

Der Vergleich der Prozessbeschreibungen untereinander zeigt wenig Übereinstimmung der parameterspezifischen Annahmen. Die Zusammenführung aller Varianten zu einer „Generalgleichung“, in der alle Teilprozesse optional zuschaltbar sind, erscheint daher nicht nahe liegend. Ein möglicher Ansatz einer umfassenden Nachbildung in der Prozessschicht liegt in der Beschreibung bezüglich NH_4-N (Gleichung A 69), die prinzipiell auch für CSB_S anwendbar ist. Da Filtration und Sedimentation außerhalb der Prozessschicht berücksichtigt werden, erscheint eine generalisierte Zusammenfassung möglich. Damit könnten auch für bisher nicht betrachtete Parameter die Prozesse nach dem „Baukastenprinzip“ zusammengesetzt werden.

7 SIMULATIONSERGEBNISSE RSF_SIM

Simulationsstudien mit dem Modell RSF_Sim wurden an den beiden großtechnischen Anlagen und an den Laborversuchen durchgeführt. Aufgrund der räumlichen wie zeitlichen Diskretisierung ist eine Betrachtung der Laborversuche mit Nutschen nicht möglich.

Die Nachbildung der Säulenversuche ist vorangestellt, da die bekannten Randbedingungen eine größere Sicherheit in der Prozessvorstellung liefern. Der Entwicklungsfortschritt von RSF_Sim wird durch einen Ergebnisvergleich mit dem ursprünglichen Ansatz RSF_DiSc aufgezeigt. In der Nachbildung der RBF-Anlagen Ensheim (Kap. 7.2) und Oberelsungen (Kap. 7.3) kommt nur die optimierte Prozessbeschreibung RSF_Sim zur Anwendung. Im Anschluss an die Wiedergabe der tatsächlichen Filterleistung werden Varianten zur Optimierung des RBF Oberelsungen betrachtet (Kap. 7.4).

7.1 Simulationen von Laborversuchen mit Säulen

Zur Simulation von Säulenversuchen wurden Untersuchungen aus dem Projekt BoFi 2 der TU Kaiserslautern (Schmitt et al., 2006 / Wozniak, 2007) herangezogen, da hier die größten Variationen bezüglich Stapelhöhen, Zeitspannen der Trockenphasen und Zulaufkonzentrationen umgesetzt wurden (vgl. Kap. 4.4). Dabei legen die Kalibrierungen der hydraulischen Vorgänge und des konvektiven Stofftransportes - ähnlich zur Anwendung des Modells CW2D - die Grundlagen zur Nachbildung von Stoffumsatzprozessen. Um hierbei die Entwicklungsfortschritte mit dem erweiterten Modell RSF_Sim gegenüber dem Ursprung RSF_DiSc zu belegen, wurden Einzelereignisse mit beiden Ansätzen kalibriert und die Ergebnisse gegenübergestellt (Kap. 7.1.1 und 7.1.2).

Auch bei Anwendung der neuen Berechnungsmethoden für die Hauptparameter (CSB- und Stickstofffraktionen, Kap. 7.1.3 und 7.1.4) erfolgt zunächst die Kalibrierung von Einzelereignissen mit RSF_Sim und RSF_DiSc. Nach Erläuterung des Modellierungsfortschrittes werden die Ergebnisse von RSF_Sim an weiteren Ereignissen validiert. Die langzeitliche Betrachtung der ausgewählten Messreihe schließt die Simulation der Säulenversuche ab.

7.1.1 Hydraulik

Als Grundlage weiterer Prozesse wurde zunächst das hydraulische Modell überprüft. Bei gedrosseltem Ablauf können Ablaufganglinien nicht als Kriterium zur Kalibrierung herangezogen werden, denn die berechneten Konstanten entsprechen den in den Laborversuchen angestrebten Werten. Aus dem Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Überstauhöhen ist jedoch erkennbar, ob die Annahmen bezüglich des Retentionsvolumens und der Wassergehalte innerhalb des Filterkörpers zutreffend sind. Die für die Simulationsrechnungen mit RSF_Sim und RSF_DiSc verwendeten Eingangsgrößen besitzen die Werte:

Tabelle 7-1: Hydraulische Eingangsparameter Säulenversuche, RSF_DiSc

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
Zi	einheitliches Zeitintervall eines Berechnungsschrittes	[min]	5
A_F	Filterfläche	[m ²]	0,0284
h_RR	Höhe Retentionsraum	[m]	1
h_P	Höhe Prozessschicht	[m]	1,05
Q_P	reduzierter verfügbarer Porenraum Prozessschicht	[%]	35
q_Dr,RBF	Drosselablaufspende	[l/(s*m ²)]	0,01
Q_RR_ts	Wassergehalt Retentionsraum Start	[%]	0
Q_P_ts	Wassergehalt Prozessschicht Start	[%]	0

Tabelle 7-2: Zusätzliche hydraulische Eingangsparameter Säulenversuche, RSF_Sim

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
h_D	Höhe Dränschicht	[m]	0,25
Kf	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	[m/s]	0,0003
Qs_P	betrieblicher Sättigungswassergehalt Prozessschicht	[%]	35
Qr_P	Restwassergehalt Prozessschicht	[%]	5
Q_D	reduzierter verfügbarer Porenraum Dränung	[%]	36
Q_P_ts	Wassergehalt Prozessschicht Start	[%]	5
Q_D_ts	Wassergehalt Dränschicht Start	[%]	0

(Zi / A_F / h_RR / h_P / q_Dr,RBF / Q_RR_ts identisch zu Tabelle 7-1)

Das in Abbildung 7-1 dargestellte gemessene Volumen im Retentionsraum wurde aus den Wasserstandsmessungen berechnet. Es bezieht sich auf den Versuch mit der größten Stapelhöhe von 2,2 m (ES35, vgl. Abbildung 4-43) und gibt die Beschickung in 3 Teilabschnitten wieder (Tabelle A 2 im Anhang). Zu den simulierten Volumina im Retentionsraum sind die simulierten Wassermengen im Filterkörper als Ergänzung abgebildet. Diese resultieren für RSF_Sim aus der Annahme des gemessenen verfügbaren Porenraums ($Qs_P - Qr_P = 30\%$), während für RSF_DiSc die Vorgaben nach Schmitt und Dittmer (2007) ($Q_P = 15\%$) übernommen wurden.

Die mit RSF_Sim ermittelten Überstauhöhen zeigen eine hohe Übereinstimmung zwischen Messung und Nachbildung. Daher kann davon ausgegangen werden, dass die kalkulierten hydraulischen Vorgänge – hier speziell die Volumenbilanzen der einzelnen Filterschichten – eine gute Annäherung der tatsächlichen Wassergehalte darstellen.

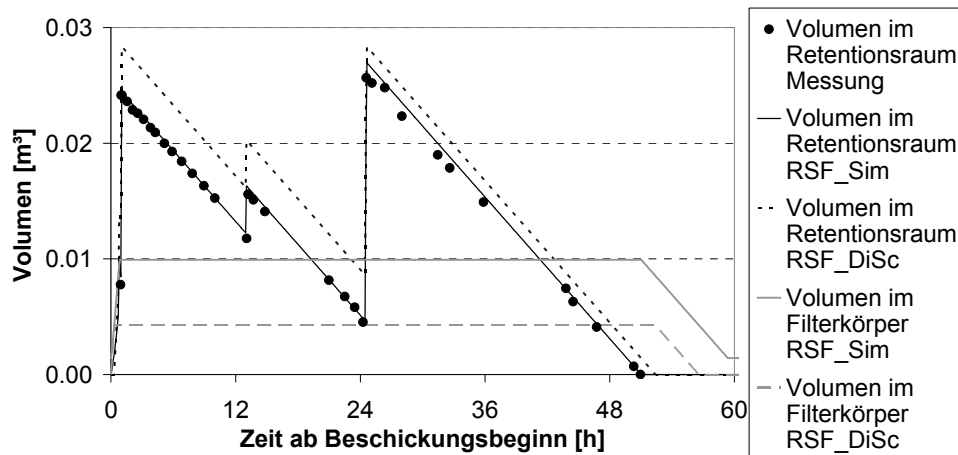


Abbildung 7-1: Simulationsergebnisse von Überstau- und Sättigungsvolumina ES35

Die mit RSF_DiSc berechneten Überstauhöhen weisen dagegen teilweise eine starke Abweichung von den Messwerten auf. In anbetracht der Volumendifferenz der Filterschicht und der Tatsache, dass in RSF_Sim auch das Retentionsvolumen der Dränschicht betrachtet wird, erscheinen die Differenzen der simulierten Ganglinien als zu gering. Die Ursache liegt in der Erschöpfung des zur Verfügung stehenden Retentionsraumes, der bei Simulationsrechnungen mit dem ursprünglichen Ansatz zu Überläufen führt. Da die Annahme des relativ geringen Porenvolumens in der Filterschicht auf den Betriebserfahrungen des RBF EH beruht, wurde für die stoffliche Nachbildung der Laborversuche mit RSF_DiSc eine Erhöhung auf 35 % angenommen. Damit konnte eine hohe Deckung mit den Höhenmessungen ohne Überläufe erzielt werden (nicht dargestellt), die den Ergebnissen mit RSF_Sim weitgehend entspricht. Auf dieser Grundlage kann die Nachbildung des reinen Stofftransportes anhand von Tracerversuchen ohne grundlegende Fehler in der Volumenbilanz verglichen werden.

7.1.2 Tracer

Die Nachbildungen von Tracerversuchen stellen höhere Anforderungen an Modelle als reine Volumenbilanzen, da nicht nur der quantitative Ein- und Austrag zu beachten ist, sondern auch die hydraulische Aufenthaltszeit von Teilvolumina im Filterbecken. Die Anwendungen des Modells CW2D zeigen durchweg gute Annäherungen bei unterschiedlichsten Substraten infolge einer hohen zeitlichen wie räumlichen Auflösung der Berechnungen (vgl. Kap. 5.2.1.2). Inwieweit der Ansatz einer zwei- bzw. dreistufigen Kaskade von vordurchmischten Reaktoren dazu geeignet ist, wird anhand der gedrosselten Tracerversuche aufgezeigt.

Um die Anforderungen eines idealen Tracers zu erfüllen, wurden in RSF_Sim und in RSF_DiSc die Modellansätze für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ angewendet und angepasst. In RSF_Sim besteht dazu die Möglichkeit sowohl die Sorption als auch den Stoffabbau auszu-schalten. Als zusätzlicher Eingangsparameter wurde die Tracerkonzentration des vorhandenen Restwassers im Filterkörper mit der Hintergrundkonzentration der Ablaufmessungen gleichgesetzt. In RSF_DiSc werden keine Restwassergehalte berechnet. Zur Anpassung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Modells an die Anforderungen eines Tracers waren die Sorptionskapazität, die lineare

Übergangszeit nach deren Erschöpfung, die Hintergrundkonzentration im Ablauf sowie der Restwirkungsgrad mit dem Wert 0 anzunehmen.

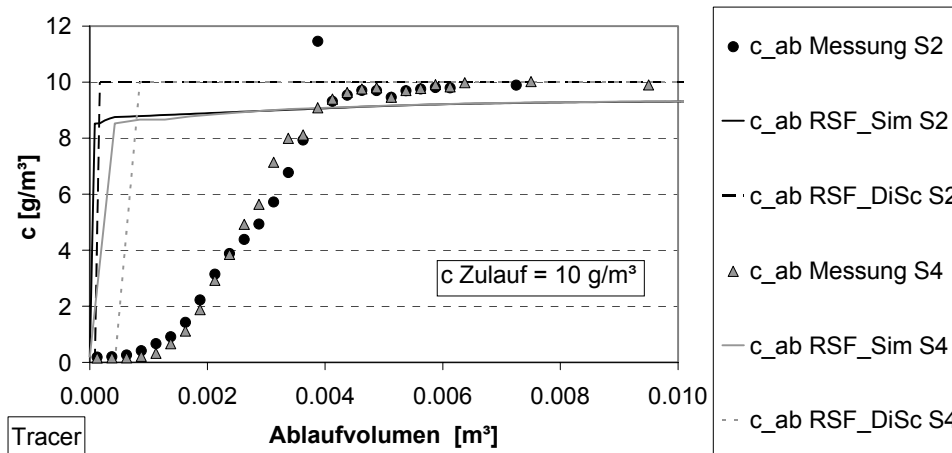


Abbildung 7-2: Simulationsergebnisse Tracer Säule 2 und 4, RSF_DiSc und RSF_Sim

Die in Abbildung 7-2 dargestellten gemessenen Tracerganglinien beruhen auf einem identischem Vorgehen bei abweichenden Drosseleinstellungen (Säule 2 / 4 mit 0,01 / 0,05 $[l / (s \cdot m^2)]$, vgl. Kap. 3.1.3.1). Die Gegenüberstellung der Ergebnisse belegt einen schwachen Einfluss der Abweichung auf den Konzentrationsdurchbruch.

Als Simulationsergebnisse von RSF_DiSc sind spontane vollständige Durchbrüche der Zulaufkonzentrationen erkennbar. Die Kurven für unterschiedliche Drosseleinstellungen sind nicht deckungsgleich, da der Ablauf im 1. Zeitschritt mit der Konzentration innerhalb des Filterkörpers im vorhergehenden Zeitschritt berechnet wird. Aufgrund des fehlenden Restwassergehaltes besitzt diese in der Trockenphase immer den Wert 0. Bei weiter geöffneten Drosseleinstellung ist das Ablaufvolumen im 1. Zeitschritt höher, sodass der Durchbruch im dargestellten Bezug später erfolgt, in Abhängigkeit von der Versuchsdauer jedoch gleichzeitig. Diese Einschränkungen treten durch die Anpassung des NH_4 -N-Modells auf die Anforderungen des Tracers auf. Bei Abwandlung des Ansatzes für CSB_S wäre der Durchbruch unabhängig von der Drosseleinstellung bereits im 1. Zeitschritt erfolgt und damit noch früher als hier für Säule 2 dargestellt.

Die Berechnungsergebnisse mit RSF_Sim zeigen einen ähnlichen Effekt. In der zeitlichen Folge der Simulation findet nach Beschickungsbeginn zunächst eine Durchmischung des Zulaufwassers mit dem Restwasser bis zur Sättigung der Prozessschicht statt. Die dadurch verringerte Konzentration tritt in die Drainageschicht ein und wird dort je nach vorliegendem Wassergehalt weiter abgeschwächt. Die Ablaufkonzentration bezieht sich auf den vorhergehenden Zeitschritt, daher beginnt die Ganglinie mit der angenommenen Hintergrundkonzentration in der Dränschicht vor Ereignisbeginn. Es folgt ein Konzentrationssprung, der der Mischkonzentration in der Filterschicht bei Ablaufbeginn entspricht. Infolge der unterschiedlichen Drosseleinstellung ist zwar die Konzentration identisch, nicht jedoch das zugehörige Ablaufvolumen, sodass die Kurve bei weiter geöffneten Drossel flacher erscheint. Bis zum

Versuchsende nähert sich die Ablaufkonzentration dem Wert des Zulaufes, erreicht diesen jedoch infolge des Restwassergehaltes der Prozessschicht nicht mehr.

Für ein Folgeereignis ohne Tracerzugabe kann von einer Verdünnung der Spitzenkonzentration in der Prozessschicht ausgegangen werden. Diese reduzierte Konzentration zeigt sich mit Ablaufbeginn und wird sich im weiteren Verlauf der Zulaufkonzentration annähern. Durch die Annahme eines Restwassergehaltes in der Dränschicht könnte die Anpassung der Tracerganglinie verbessert werden, weil sich die verdünnte Lösung der Filterschicht mit der verbliebenen hohen Konzentration der Drainage mischte. Von einer Anwendung wurde jedoch abgesehen, da ein Restwassergehalt in der Dränschicht aufgrund der fehlenden Prozessnachbildung auch bei abbaubaren Stoffen zu einem ungewünschten Frachtaustrag führte.

Im Vergleich von RSF_Sim zu RSF_DiSc zeigt sich eine Annäherung des erweiterten Ansatzes an die Messergebnisse, die dennoch weit von einer detaillierten Nachbildung entfernt ist. Das verzögerte Auftreten der Konzentrationsspitze wird durch die Annahme eines Restwassergehaltes in einer Schicht erreicht. Bei einer räumlichen Differenzierung der Filterschicht durch vertikale Unterteilung kann von einer optimierten Nachbildung ausgegangen werden. Eine kleinräumige Unterteilung nähert sich der Methode zur Berechnung finiter Elemente.

Die dargestellten Annäherungen sollten unter den Bedingungen des Tracerversuches relativiert werden. Die gewählte Methodik beinhaltet eine ausgeprägte, spontane Konzentrationsänderung von 0 mg/l im vorgesättigten Filterkörper auf 100 mg/l im Zulauf. Ein solcher Konzentrationssprung scheint innerhalb einer Mischwasserentlastung nicht zu erwarten, da die eingebrachten Frachten der hier betrachteten Parameter spontanen Rückhalte- und Abbauprozessen unterliegen. Infolgedessen verringert sich der berechnete Fehler des Stofftransportes durch die gedämpften Konzentrationsänderungen.

7.1.3 CSB

Als Referenzversuch zur Kalibrierung der CSB-Modelle in RSF_DiSc und RSF_Sim wurde wie bei der hydraulischen Nachbildung der Hochlastversuch ES35 (Anhang, Tabelle A 1) herangezogen. Für die in Abbildung 7-1 dargestellten Teilbeschickungen (TB) wurden dazu die gemessenen, leicht abweichenden Zulaufkonzentrationen berücksichtigt (TB CSB_S/CSB_X: TB1 42,3/5,6 - TB2 37,7/12,1 - TB3 53/13,1 [mg O₂/l], vgl. Tabelle A 2). Nach Überprüfung des Entwicklungsfortschrittes werden abweichende Berechnungen innerhalb RSF_Sim dargestellt. Tabelle 7-3 gibt einen Überblick über die Varianten und ihre Zielsetzungen.

Tabelle 7-3: Varianten CSB-Simulationen mit RSF_Sim

Variante	basiert auf	Zielsetzung
KalCSB_ES1	-	Kalibrierung Hochlast ES35 ohne CSB_S Hintergrundkonzentration
KalCSB_ES2	-	Kalibrierung Hochlast ES35 mit CSB_S Hintergrundkonzentration
ValCSB_ES	KalCSB_ES1	Validierung an Hochlast mit dreifacher Drosselabflussspende
LZ_CSB_ES1	KalCSB_ES1	Langzeitsimulation ohne CSB_S Hintergrundkonzentration
LZ_CSB_ES2	KalCSB_ES2	Langzeitsimulation mit CSB_S Hintergrundkonzentration

7.1.3.1 Kalibrierung CSB RSF_DiSc, Hochlastversuch ES35

Als Eingangsparameter von RSF_DiSc sind der Wirkungsgrad für die gelöste Fraktion und die Hintergrundkonzentration im Ablauf für die partikuläre Fraktion festzulegen. Die von Schmitt und Dittmer (2007) für großtechnische Anlagen vorgeschlagenen Werte für Wirkungsgrad und Hintergrundkonzentration im Ablauf ($n_{\text{CSB}_S} = 0,5$ [-], $c_{k_out_CSB_X} = 3 \text{ mg O}_2/\text{l}$) wurden an die Laborversuche angepasst (Tabelle 7-4).

Tabelle 7-4: Eingangsparameter CSB ES35, Kalibrierung RSF_DiSc

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
n_{CSB_S}	Wirkungsgrad CSB_S	[-]	0,7
$c_{k_out_CSB_X}$	konstante Hintergrundkonzentration CSB_X	[g/m ³]	1

Bei den Laborsäulen sind - anders als bei den untersuchten RBF - die hohen gemessenen Wirkungsgrade für CSB_hom nicht nur auf einen hohen Feststoffrückhalt, sondern auch auf eine weitgehende Reduzierung der gelösten Verbindungen zurückzuführen. Dies bedingte eine Erhöhung von n_{CSB_S} für die Laborversuche. Gleichzeitig sollte $c_{k_out_CSB_X}$ aufgrund des relativ geringen partikulären Bedarfs reduziert werden. Die gewählten Parameter liefern für das in Abbildung 7-3 dargestellte Simulationsergebnis einen Wirkungsgrad bezüglich CSB_hom von 74 %, welcher dem Durchschnitt des Untersuchungsprogramms entspricht (vgl. Abbildung 4-45).

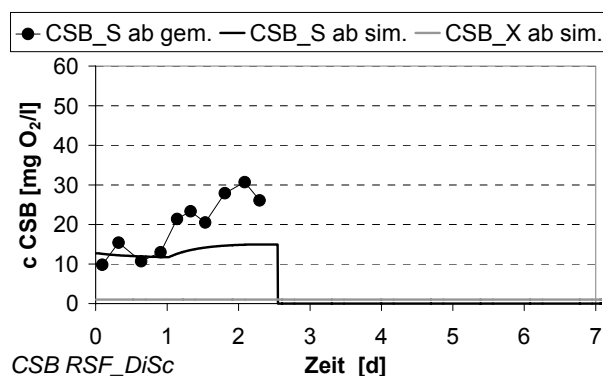


Abbildung 7-3: CSB - Ganglinien im Ablauf ES35, Kalibrierung RSF_DiSc

Im Vergleich der simulierten CSB_S-Ablaufganglinien mit den Messwerten ist eine hohe Übereinstimmung am 1. Versuchstag erkennbar. In der weiteren Folge steigen die berechneten Ablaufkonzentrationen in Korrelation zu den Zulaufkonzentrationen. Die Versuchsergebnisse belegen darüber hinaus die Erschöpfung des Sauerstoffdargebotes und daraus resultierend eine abnehmende Filterleistung (beginnender Durchbruch). Dieser Anstieg der Ablaufkonzentrationen ist in RSF_DiSc nicht darstellbar, da im gewählten Ansatz Belastungsgrenzen innerhalb von Einzelereignissen fehlen.

7.1.3.2 Kalibrierungen CSB RSF_Sim, Hochlastversuch ES35 (KalCSB_ES1 und 2)

Zur Kalibrierung der Säulenversuche mit RSF_Sim wurde das CSB_S-Modell ohne Einflussfaktoren verwendet (Gleichung A 59). Die Drosseleinstellung entspricht dem Standard $0,01 \text{ l / (s} \cdot \text{m}^2)$, die gemessenen Temperaturen von rund 20° C zeigen Normalbedingungen auf. Der Einfluss der Beschickungshistorie kann als besonders guter Einfahrzustand bewertet werden. Das CSB_S-Modell wurde zunächst nur mit einem Wirkungsgrad ohne Hintergrundkonzentration angewandt.

Tabelle 7-5: Eingangsparameter CSB ES35, RSF_Sim (KalCSB_ES1)

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
n_CSB_S	Wirkungsgrad CSB_S	[%]	70
c_kH_CSB_S	konstante Hintergrundkonzentration CSB_S	[g/m ³]	0
c_k_out_CSB_X	konstante Hintergrundkonzentration CSB_X	[g/m ³]	1
d_CX	Umsatzrate CSB_X-Abbau	[1/h]	0,1

Die gewählten Eingangsgrößen des CSB_S-Wirkungsgrades und der CSB_X-Hintergrundkonzentration entsprechen den Kalibrierwerten von RSF_DiSc (Tabelle 7-4, Tabelle 7-5). Die zum Simulationsstart zusätzlich notwendigen Konzentrationen im Filterkörper wurden durchweg mit 0 angenommen. Zur Anpassung der Umsatzrate des CSB_X-Abbaus liegt ebenfalls keine Datengrundlage vor. Als Beispiel der Wirkweise wurde daher ein Wert eingesetzt, der weit über der anzunehmenden Abbaugeschwindigkeit liegt. Dies wirkt sich in den Simulationsergebnissen (Abbildung 7-4) als schneller Rückgang der angesammelten filtrierten Frachten (B CSB_X akkumuliert simuliert) aus.

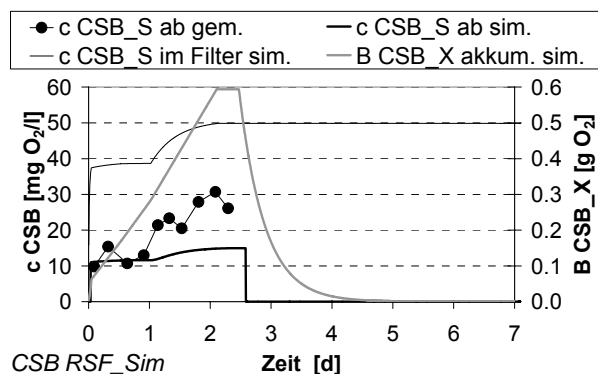


Abbildung 7-4: CSB - Ganglinien und Akkumulation ES35, RSF_Sim (KalCSB_ES1)

Die Simulationsergebnisse zeigen infolge der weitgehenden Übereinstimmung des Teilmodells von RSF_Sim mit RSF_DiSc im Ablauf sehr ähnliche Ergebnisse. Lediglich zu Beginn der Ganglinie fallen Unterschiede auf, die auf die hydraulischen Berechnungen zurückzuführen sind. Die nicht dargestellte CSB_X-Ablaufganglinie entspricht dem Ergebnis von RSF_DiSc. Die Abbildung der angereicherten CSB_X-Fracht belegt die Filtration während der Betriebsphase. Aufgrund der überhöhten Umsatzrate erfolgen ein weitgehender Rückgang innerhalb einiger Stunden und ein vollständiger Abbau innerhalb von nur 2 d. Da diese Zeit-

spanne ungefähr der minimalen Trockenphasendauer entspricht, kann damit bei einer langzeitlichen Simulation der maximale Einfluss der Mineralisierung auf den Stickstoffhaushalt beurteilt werden (vgl. Kap. 7.1.4.5).

Als alternative Kalibrierung (KalCSB_ES2, nicht dargestellt) wurden Berechnungen mit einer CSB_S-Hintergrundkonzentration von 10 mg O₂/l bei einer gleichzeitigen Erhöhung des Wirkungsgrades auf 90 % durchgeführt. Die Ergebnisse weisen eine vergleichbare Annäherung auf, jedoch verflachen dabei Schwankungen durch den verminderten Einfluss der Zulaufkonzentrationen infolge des konstanten Anteiles. Durch den kombinierten Ansatz von Wirkungsgrad und Hintergrundkonzentration wurde das Simulationsergebnis KalCSB_ES1 somit nicht verbessert.

Wie schon bei RSF_DiSc kann auch für RSF_Sim festgestellt werden, dass eine gute Anpassung der Ablaufganglinie über den gesamten Versuchszeitraum nicht zu erreichen ist. Als mögliche Optimierung der Berechnung kann eine Abhängigkeit des Wirkungsgrades von der Filterbelastung in Betracht gezogen werden, z. B. durch die Einführung einer kritischen flächenspezifischen Frachtbelastung oder Einstauzeit (vgl. Kap. A2.4.1). Auf die Implementierung einer derartigen Hilfsgröße wurde verzichtet, da sich der dargestellte CSB_S-Durchbruch nur für die Laborversuche belegen lässt, nicht jedoch für die großtechnischen Anlagen (trotz der hier aufgetretenen, vielfachen flächenspezifischen Frachtbelastungen).

7.1.3.3 Validierung CSB RSF_Sim, Hochlastversuch mit Drosselerhöhung (ValCSB_ES)

Aus der vorliegenden Datengrundlage können einzelne Hochlastversuche mit abweichenden Betriebsbedingungen zur Validierung der Kalibrierwerte herangezogen werden. Das Überprüfen des Einflusses einer veränderten Zulaufkonzentration erscheint hierzu wenig geeignet, da dieser Aspekt einerseits bei der langzeitlichen Nachbildung beobachtet werden kann und das Modell andererseits nicht zur Nachbildung eines Konzentrationsdurchbruchs geeignet ist.

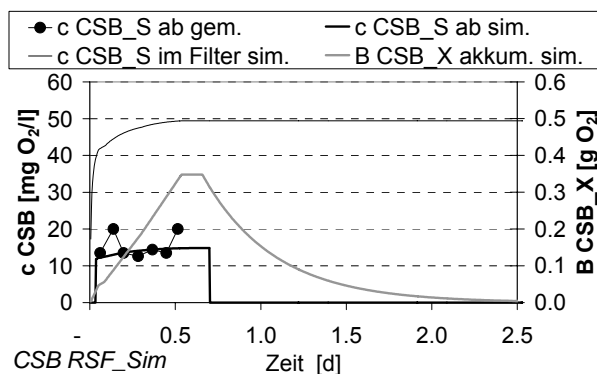


Abbildung 7-5: CSB - Ganglinien und Akkumulation bei Drosselabweichung, RSF_Sim (ValCSB_ES)

Als Möglichkeit zur Validierung wird dagegen eine abweichende DrosselEinstellung angesehen. Da der Kalibrierversuch an einer weiteren Säule parallel mit einer verdreifachten Drosselabflussspende umgesetzt wurde, können die Kalibrierwerte (Tabelle 7-5) zu einem direkten

Vergleich verwendet werden. Die Zulaufganglinie wurde dazu den Messwerten angepasst, ebenso die von 2,2 auf 1,5 m reduzierte Stapelhöhe.

Als Ergebnis der Validierung kann festgestellt werden, dass mit Verwendung der Kalibrierwerte eine gute Anpassung an die Messwerte erzielt wird. Die Übereinstimmung geht über den Kalibrierversuch hinaus, da infolge der erhöhten Drosseleinstellung und der verringerten Stapelhöhe kein eindeutiger Konzentrationsdurchbruch auftrat.

7.1.3.4 Langzeitsimulation CSB RSF_Sim (LZ_CSB_ES1 und 2)

Mit Hilfe der Kalibrierwerte KalCSB_ES1 (Tabelle 7-5) wurde die langzeitliche Simulation der ausgewählten Messreihe (Kap. 4.4.1) umgesetzt (LZ_CSB_ES1). Da bezüglich CSB_X ein nahezu vollständiger Rückhalt festgestellt wurde (Kap. 4.4.1.2), liegen im Ablauf überwiegend nur CSB_S-Messwerte vor. Zur Beurteilung der Berechnungsergebnisse werden zunächst die ein- und ausgetragenen Frachten gegenübergestellt (Abbildung 7-6). In Ergänzung dazu sind die Differenzen von gemessenen und simulierten Ablauffrachten im Verhältnis zur ereignis-spezifischen Zulauffracht abgebildet.

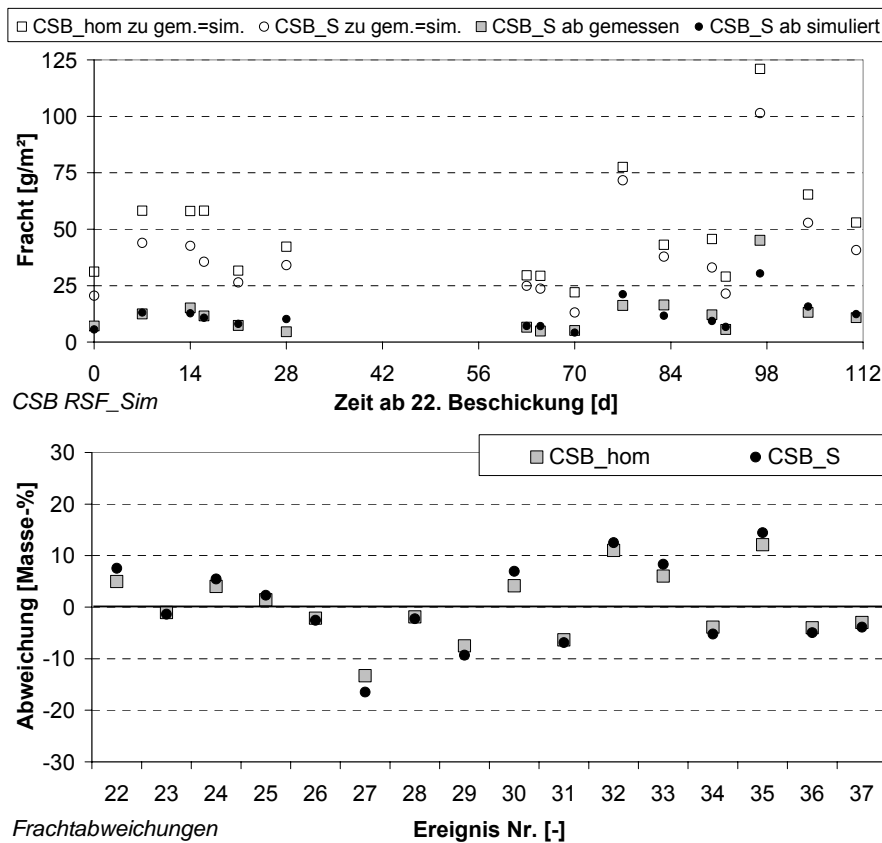


Abbildung 7-6: CSB-Frachten und Abweichungen, RSF_Sim (LZ_CSB_ES1)

Der Vergleich der CSB_S-Frachtausträge belegt eine weitgehende Annäherung von simulierten und gemessenen Werten. Die Gegenüberstellung der Abweichungen bewirkt eine stark erhöhte Sensitivität in der graphischen Auswertung. Dabei wurde der Bezug zum Frachtein-

trag gewählt, um den Ereignisvergleich zu normieren. Positive Werte belegen eine Überschätzung der Reinigungswirkung in der Simulationsrechnung.

Die größte absolute Differenz tritt in Zusammenhang mit dem höchsten Frachteintrag auf, welcher dem Kalibrierversuch ES35 zuzuordnen ist und wiederum durch den nicht nachgebildeten Durchbruch begründet werden kann. In Relation der Vergleichswerte zueinander erscheint die auffälligste Unterscheidung bei ES27 (Tag 28), wobei hier die außergewöhnlich hohe gemessene Rückhalteleistung bisher nicht zu begründen ist (Woźniak, 2007).

Eine alternative Betrachtung der bereits gezeigten Ergebnisse liefert die Gegenüberstellung von simulierten und gemessenen Wirkungsgraden (Abbildung 7-7). Die Auswertung der Datengrundlage für CSB_hom-Wirkungsgrade nach Woźniak (2007) beinhaltet die Annahme eines vollständigen CSB_X-Rückhaltes, weil homogenisierte Proben im Zulauf mit filtrierten Proben im Ablauf verglichen werden. Der Einfluss von (geringen) partikulären Ablaufanteilen, die bei der filtrierten Bestimmung eliminiert werden, bleibt dabei unklar. Folglich sollten mögliche Abweichungen bei Ergebnisvergleich von Messung und Simulation berücksichtigt werden. Da im Zulauf auch filtrierter CSB bestimmt wurde, erscheint zur Beurteilung der Ergebnisqualität der Vergleich von CSB_S-Wirkungsgraden (Gleichung 3-4) - unter der theoretischen Prämisse einer eindeutigen Trennbarkeit beider Fraktionen - geeigneter.

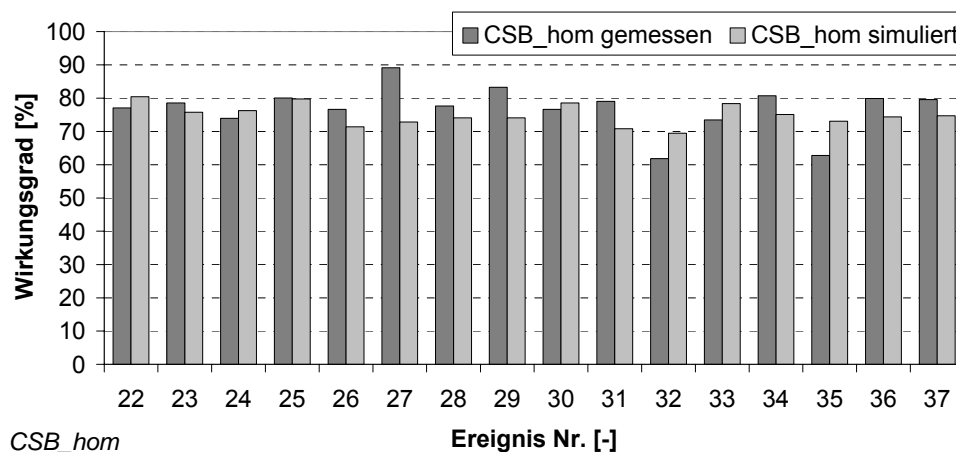


Abbildung 7-7: BWG CSB_S und CSB_hom, RSF_Sim (LZ_CSB_ES1)

Die aus Messungen bestimmten CSB_S-Wirkungsgrade weisen Fluktuationen auf, deren Ursachen bisher nicht belegt wurden (Woźniak, 2007). In den Simulationsrechnungen wird der Eingabewert von 70 % weitgehend erreicht, leichte Abweichungen treten infolge der Beschickungshistorie durch Restwasserkonzentrationen auf. Die Gegenüberstellung von Mess- und Simulationsdaten (Abbildung 7-7) zeigt somit die Unsicherheiten für Einzelereignisse auf. Dass dabei das arithmetische Mittel der aus Messungen bestimmten CSB_S-Wirkungsgrade dem aus der Kalibrierung eines Einzelereignisses entsprungenen Eingabewert von 70 % exakt entspricht, wird als eher zufällig bewertet.

Aus den simulierten ein- und ausgetragenen Frachtsummen CSB_S + CSB_X wurden zusätzlich CSB_hom-Wirkungsgrade errechnet. Durch die konstante CSB_X-Hintergrundkonzentration treten für die simulierten CSB_hom-Wirkungsgrade Schwankungen von bis zu 5 %

ober- und unterhalb des arithmetischen Mittels von 75 % auf. Letzteres deckt sich mit dem von Woźniak (2007) angegebenen Wert von 74 %. Der grundlegende Modellansatz erscheint somit geeignet, die langfristige Reinigungsleistung bezüglich CSB_S und CSB_hom nachzubilden.

Alternative Berechnung mit CSB_S-Hintergrundkonzentration (LZ_CSB_ES2)

Als alternative langzeitliche Berechnungsmethode wurde nicht nur für CSB_X, sondern auch für CSB_S eine Hintergrundkonzentration ($c_{KH_CSB_S} = 10 \text{ mg O}_2/\text{l}$) angenommen (LZ_CSB_ES2). Diese führte schon bei der Kalibrierung in Verbindung mit einer Erhöhung des Wirkungsgrades auf 90 % zu einem hinreichend genauen Ergebnis.

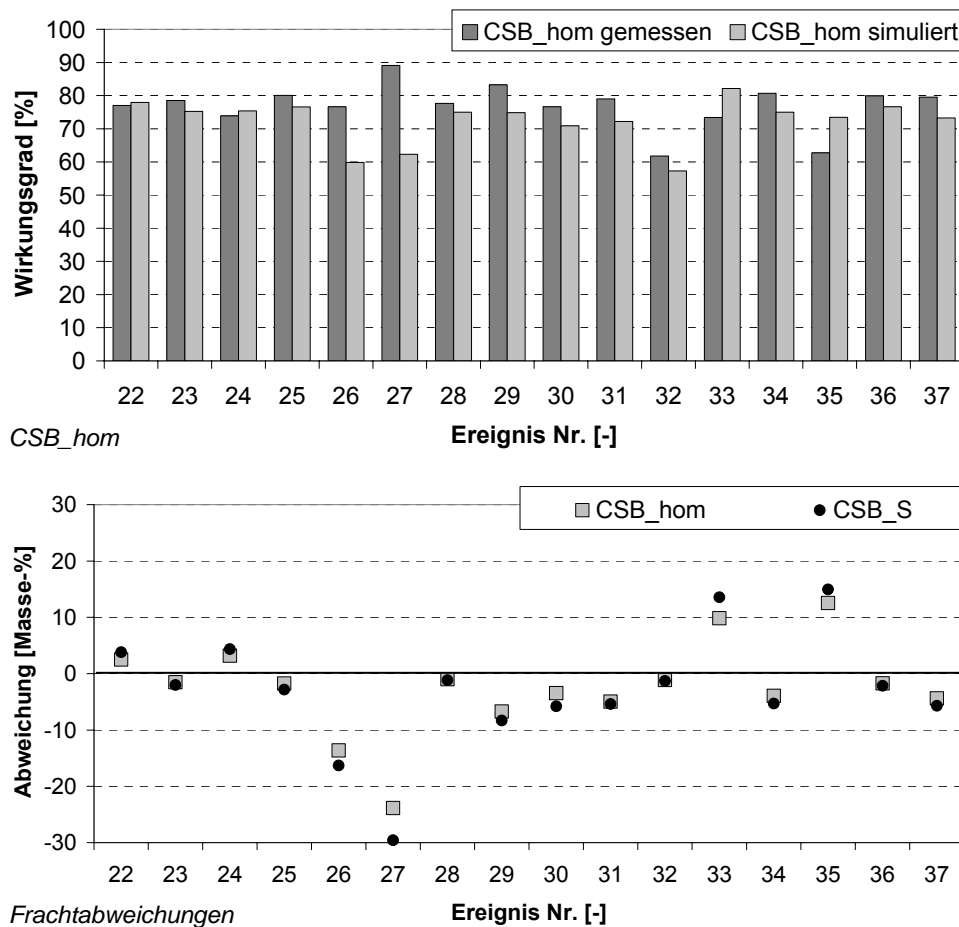


Abbildung 7-8: BWG CSB_S und Frachtabweichungen, RSF_Sim (LZ_CSB_ES2)

Der kombinierte Ansatz aus konstanter Hintergrundkonzentration und einem Wirkungsgrad für darüber hinaus gehende Anteile zeigt eine teils verbesserte und teils verschlechterte Annäherung der CSB_S-Wirkungsgrade (Abbildung 7-7 zu Abbildung 7-8, links). Die größte Abweichung wird verstärkt. Anhand der Wirkungsgrade ist nicht abzuleiten, ob die alternative Berechnung eine höhere Ergebnisqualität liefert.

Die Gegenüberstellung der Frachtabweichungen (Abbildung 7-6 zu Abbildung 7-8, rechts) belegt, dass die Verwendung der $c_{KH_CSB_S}$ für die Mehrzahl der Ereignisse eine höhere

Annäherung an den Optimalwert 0 % erbringt. Nur im Falle von nicht nachgebildeten Konzentrationsdurchbrüchen wird die Reinigungsleistung in der Simulation stark überschätzt. Das Ergebnis des ES27 wird hingegen noch weiter unterschätzt. Insgesamt wird der alternativen Berechnung LZ_CSB_ES2 eine höhere Qualität beigemessen, weil vor allem die fälschliche Annahme einer überhöhten Reinigungsleistung ein Risiko der praktischen Anwendung darstellt.

7.1.4 Stickstofffraktionen

Zur Nachbildung gemessener Ablaufganglinien der anorganischen Stickstofffraktionen wurde wiederum der ausgewählte Hochlastversuch ES35 ($h_{FA} = 2,2$ m, Tabelle A 2 im Anhang) kalibriert. Zur Überprüfung der Fortschritte in der Modellierung wurden die Simulation jeweils mit RSF_Sim und RSF_DiSc durchgeführt. Die Betrachtung des ausgewählten Hochlastversuches berücksichtigt dabei nicht die Beschickungshistorie, alle Konzentrationen innerhalb des Filters werden daher bei Simulationsstart mit 0 angesetzt. Im Anschluss an die Kalibrierung des Referenzversuches werden die Ergebnisse mit RSF_Sim anhand weiterer Hochlastbeschickungen validiert und abschließend und auf die ca. dreimonatige Testreihe angewendet (Tabelle 7-6).

Tabelle 7-6: Varianten NH_4 -N-Simulation mit RSF_Sim

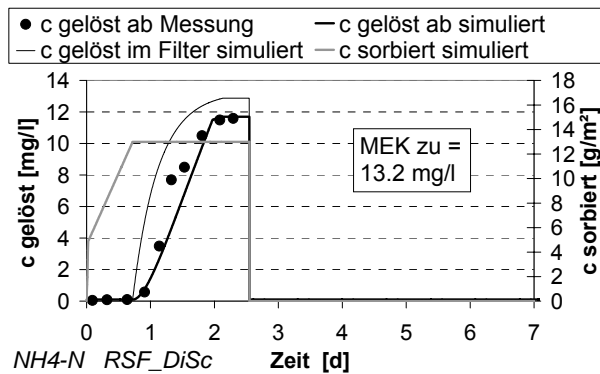
Variante	basiert auf	Zielsetzung
KalNH4_ES1	-	Kalibrierung Hochlast ES35 mit Nitrifikation nur in Trockenphase
KalNH4_ES2	-	Kalibrierung Hochlast ES35 mit ständiger Nitrifikation
ValNH4_ES1	KalNH4_ES1	Validierung an Hochlast ES40 mit geringerer Zulaufkonzentration
ValNH4_ES2	KalNH4_ES1	Validierung an Hochlast ES40 mit erhöhtem Drosselablauf
ValNH4_ES3	KalNH4_ES1	Validierung an Hochlast ES40 mit abweichendem Substrat
LZ_NH4_ES1	KalNH4_ES1	Langzeitsimulation mit Nitrifikation nur in Trockenphase
LZ_NH4_ES2	KalNH4_ES2	Langzeitsimulation mit ständiger Nitrifikation

7.1.4.1 Kalibrierung NH_4 -N RSF_DiSc, Hochlastversuch ES35

Entsprechend der in Kap. A2.7.1 explizit dargestellten Prozessbeschreibung des NH_4 -N-Rückhaltes in RSF_DiSc sind die zugehörigen Eingangsgrößen festzulegen (Tabelle 7-7). Für die gelösten und sorbierten Startkonzentrationen in den Teilvolumina sollte entsprechend der Modellannahme „vollständige spontane Nitrifikation mit Beginn der Trockenphase“ der Wert 0 angesetzt werden. Die Hintergrundkonzentration im Ablauf wurde entsprechend der empirischen Vorgabe nach Schmitt und Dittmer (2007) übernommen. Als veränderliche Größen verbleiben die maximale Sorptionskapazität sowie die Übergangszeit für den linearen Konzentrationsanstieg zur Kalibrierung.

Tabelle 7-7: Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ES35, Kalibrierung RSF_DiSc

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
Bs_AF_NH4_max	konstante maximale Filterflächenbelastung $\text{NH}_4\text{-N}$	$[\text{g}/\text{m}^2]$	13
c_k_out_NH4	Hintergrundkonzentration $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf	$[\text{g}/\text{m}^3]$	0,1
Z_S	Übergangszeit des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruches	$[\text{h}]$	30
n_SR	Restwirkungsgrad $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption	$[\%]$	10

Abbildung 7-9: $\text{NH}_4\text{-N}$ - Ganglinien im Ablauf und Filterkörper ES35, Kalibrierung RSF_DiSc

Der Vergleich der berechneten Ganglinien mit den Messergebnissen belegt eine hohe Übereinstimmung im Ablauf. Die Kalibrierung der Sorptionskapazität erfolgte dabei mit dem Ziel, den Zeitpunkt des Durchbruchbeginns sowie die Maximalkonzentration anzupassen. Die Speicherkapazität von $13 \text{ g}/\text{m}^2$ deckt sich mit den ereignisbezogenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtbilanzen nach Woźniak (2007) in Abbildung 4-47 und liegt weit über den in Schmitt und Dittmer (2007) angegebenen Vorschlägen für den RBF EH ($4 \text{ g}/\text{m}^2$). Eine Verbesserung des Durchbruchverlaufes konnte durch eine Verkürzung der vorgeschlagenen Übergangszeit von 36 auf 30 h erzielt werden.

Die Gegenüberstellung der simulierten Konzentrationsganglinien im Filter und im Ablauf zeigt die Wirkung des nach Füllung des Sorptionsspeichers sinkenden Restwirkungsgrades (Kap. A2.7.1). Da die dabei zurückgehaltenen Frachten nicht in den Speicher übergehen, liegt die tatsächliche Rückhalteleistung über dem angegebenen Maximalwert. Bezüglich des hier betrachteten Ereignisses beläuft sich der Fehler auf $5 \text{ g}/\text{m}^2$ (17 % der infiltrierten Fracht). Die Vernachlässigung der notwendigen Regenerationszeit führt mit vollständiger Filterentleerung zu einem sofortigen Rückgang aller Konzentrationen.

7.1.4.2 Kalibrierungen $\text{NH}_4\text{-N}$ RSF_Sim, Hochlastversuch ES 35 (KalNH4_ES1 und 2)

Die Nachbildung des Stoffrückhaltes und der Regeneration der Sorptionsfähigkeit des Filters innerhalb weniger Tage stellt die Zielsetzung der Kalibrierungen als Grundlage der späteren Langzeitsimulation dar. Die grundlegende Berechnung betrachtet die Filterleistung für $\text{NH}_4\text{-N}$ dazu in der 1. Kalibrierung als streng zweistufigen Prozess (KalNH4_ES1). Während der Betriebsphase erfolgt die Sorption, in der Trockenphase die Nitrifikation (Meyer et al., 2008b). In

einer alternativen Kalibrierung (K_{al}NH₄_ES2) werden die Möglichkeiten zur Nachbildung des teilweisen Abbaus schon während der Einstauphase getestet.

Als Eingangsparameter für RSF_Sim bezüglich NH₄-N sind wiederum die Startkonzentrationen in den Teilvolumina anzugeben. Da dem ausgewählten Hochlastereignis ES35 eine Normalbeschickung mit ausreichend langer Trockenphase vorausging, kann zum vereinfachten direkten Vergleich der Modellansätze ebenfalls der Wert 0 angenommen werden.

Die neue Prozessbeschreibung erfordert die Angabe der Dichte des Filtermaterials, um das Vergleichsvolumen zur Sorption zu ermitteln. Anhand der Parameter k, C1 und A1 können die Sorptionseigenschaften bestimmt werden (vgl. Abbildung A 30). Der stoffspezifische Koeffizient k ist über den in Abschnitten definierten Zusammenhang als global anzusehen, in Verbindung mit A1 = A2 = 1 beschreibt er die Steigung einer linearen Sorptionsisotherme. Innerhalb der hier durchgeführten Kalibrierungen wurde k als konstant angesehen, der Wert 0,5 entstammt einer linearen Annäherung. Der Grenzwert der gelösten Konzentration für den 1. Teilabschnitt C1 ist in der Größenordnung einer Hintergrundkonzentration zu halten. Als Kalibrierungsparameter kann A1 angesehen werden, da über diese Steigung des 1. Teilabschnitts die Anpassung des Durchbruchbeginns erfolgt. Die Steigung des 2. Teilabschnitts A2 ermöglicht die Anpassung des Konzentrationsanstiegs sowie die maximale Sorptionskapazität in Abhängigkeit der vorherrschenden Konzentrationen. Da in RSF_Sim auch die Nitrifikation als zeit- und temperaturabhängiger Prozess beschrieben wird, ist die Umsatzrate unter Normalbedingungen festzulegen. Im Rahmen der Simulation der Laborversuche wurde eine konstante Temperatur von 20°C angenommen.

Tabelle 7-8: Eingangsparameter NH₄-N ES35, RSF_Sim (K_{al}NH₄_ES1)

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
Op_S	Operator Sorption (0 = aus, 1 = an)	[-]	1
R_F	Trockenrohdichte des Filtermaterials	[t TS/m³]	1,5
k	stoffspezifischer Sorptionskoeffizient	[m³/t TS]	0,5
C1	Grenzwert c_gelöst für 1. Teilabschnitt	[g/m³]	0,2
A1	Steigung 1. Teilabschnitt	[-]	95
A2	Steigung 2. Teilabschnitt	[-]	0,2
Op_DL	Operator Abbau gelöst (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)	[-]	2
Op_DS	Operator Abbau sorbiert (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)	[-]	2
d_N	Umsatzrate	[1/h]	0,05

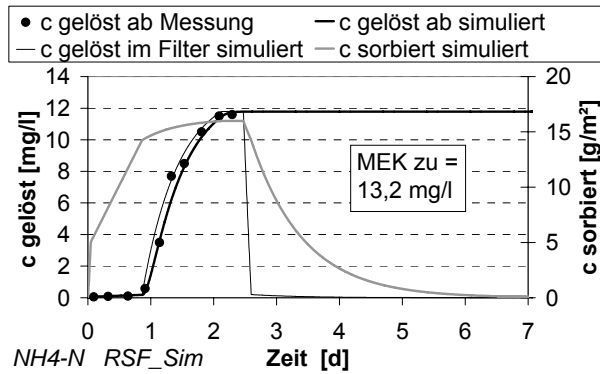


Abbildung 7-10: $\text{NH}_4\text{-N}$ - Ganglinien im Ablauf / Filterkörper RSF_Sim ES35 (KaNH4_ES1)

Mit Hilfe der gewählten Methodik in Kal1 gelingt eine sehr genaue Anpassung der simulierten Ablaufganglinie an die Messungen (Abbildung 7-10). Vergleichbar gute Annäherungen der Durchbruchkurve wurden mit höheren Werten für C1 und geringern für A1 erzielt, für den in Tabelle 7-8 dargestellten Wert von C1 gab die vor Filterdurchbruch gemessene Konzentration den Ausschlag.

Die Darstellung der Konzentrationen im Filterkörper zeigt im Vergleich zum Ablauf, dass das Volumen der Dränschicht die Frachten kaum verzögert austreten lässt. Der Beginn der Trockenphase und damit der Nitrifikation ist am Abfallen der Kurve erkennbar. In diesem Bereich ist eine Besonderheit der Ablaufganglinie zu erläutern, die der Testversion des Modells geschuldet ist. Während in der Endversion die Konzentration in der Dränschicht und damit im Ablauf aufgrund des fehlenden Restwassergehaltes wie in Abbildung 7-9 mit Beginn der Trockenperiode auf den Wert 0 absinkt, wurde in der vorläufigen Version mit einem Q_r von 0,001 % gerechnet. Nach Ende der Betriebsphase bleibt die Konzentration konstant, dies stellt jedoch aufgrund der sehr kleinen Fracht nur einen geringen Fehler dar.

Die Kurve der sorbierten Konzentrationen weist bei Versuchsbeginn einen steilen Anstieg auf, der sich mit Füllung der Prozessschicht leicht abflacht. Ein weiterer Knick wird durch das Erreichen des Gleichgewichts mit C1 verursacht, ab Filterdurchbruch steigt die Beladung nur noch langsam an. Der Maximalwert von rund 16 g/m^2 liegt gegenüber den ereignisbezogenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtbilanzen nach Woźniak (2007) in Abbildung 4-47 etwas zu hoch. Infolge der Filterentleerung kommt es auch in der festen Phase zum Abbau. Die Nitrifikation wird in der Kalibrierung von Einzelereignissen nicht betrachtet, sie bildet einen Teil der langzeitlichen Untersuchung.

Als auffällig erscheint der im Vergleich zwischen fester und gelöster Phase abweichende Kurvenverlauf während der Regeneration. Während der Rückgang der sorbierten Konzentration eine notwendige Dauer von mehreren Tagen beschreibt, zeigen die gelösten Konzentrationen einen spontanen Rückgang. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass auch der Prozess der Desorption beschrieben wird. Die sorbierte Fracht bei Ende der Betriebsphase übertrifft die im Restwassergehalt gelöste Fracht ca. um das 30fache. Infolgedessen werden in jedem Zeitschritt desorbierte Frachten im Restwasser abgebaut, was bei der Berechnung zu einem rapiden Rückgang der vorherrschenden Konzentrationen führt. Als Schlussfolgerungen dieser

Betrachtung bleibt anzumerken, dass der Abbau in der gelösten Phase weit weniger zum Rückgang der Gesamtfracht beiträgt - die sorbierten Konzentrationen sollten daher für die Regeneration als repräsentativ angesehen werden.

In der Gegenüberstellung der Ergebnisse von RSF_DiSc und RSF_Sim ist erkennbar, dass die genannten Ziele der Modelloptimierung erreicht wurden. Die zweistufig lineare Sorption ermöglicht die Berechnung des gesamten Frachtrückhaltes und somit eine geschlossene Bilanzierung. Der Einsatz einer Umsatzrate führt zu einer Beschreibung der Leistungsfähigkeit des Filters für Folgeereignisse bei unzureichender Erholungsphase. Zudem erscheint die Anpassung der Ablaufganglinie an die Messwerte verbessert.

Alternative Berechnung mit Nitrifikation während der Betriebsphase (K_{al}NH₄_ES2)

Als offene Fragestellung wird die Bedeutung der Nitrifikation während der Betriebsphase angesehen (Kap. 2.5.2). Da der gewählte Modellansatz die Option eines Abbaus über die gesamte Versuchsdauer beinhaltet, wurde versucht, die Annahme der Oxidation während des Filtereinstaus nach Woźniak et al. (2007) nachzubilden. Die dazu gegenüber K_{al}NH₄_ES1 veränderten Eingangsparameter sind in Tabelle 7-9 aufgelistet.

Tabelle 7-9: Zu K_{al}NH₄_ES1 abweichende Eingangsparameter (K_{al}NH₄_ES2)

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
A1	Steigung 1. Teilabschnitt	[-]	80
Op_DL	Operator Abbau gelöst (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)	[-]	1
Op_DS	Operator Abbau sorbiert (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)	[-]	1
d_N	Umsatzrate	[1/h]	0,01

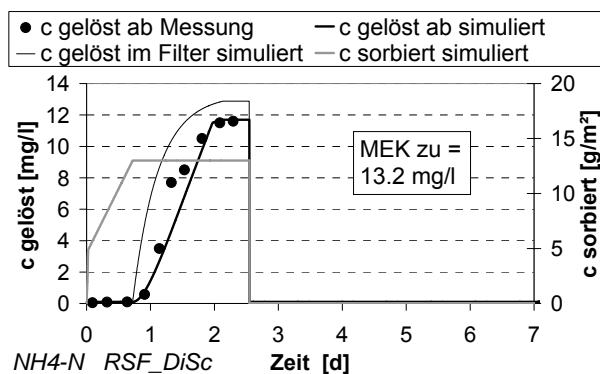


Abbildung 7-11: NH₄-N-Ganglinien im Ablauf / Filterkörper ES35, RSF_Sim (K_{al}NH₄_ES2)

Um die Veränderungen zwischen den Berechnungsdurchgängen zu beurteilen, sollte vornehmlich der Bereich bis zum Durchbruch berücksichtigt werden – hier wurde eine weitgehende Deckung von Mess- und simulationswerten erzielt (Abbildung 4-8). Nach dem rapiden Konzentrationsanstieg setzt sich im Modell der Stoffumsatz fort, während abweichend dazu für den Laborversuch nach Woźniak (2007) vermutet wird, dass eine Korrelation zwischen

NH₄-N-Durchbruch und dem Auftreten anoxischer Zustände im Filterkörper besteht. Somit weichen Mess- und Simulationswerte deutlich voneinander ab.

Aufgrund der erschwerten Bedingungen der Nitrifikation während der Betriebsphase wurde die Umsatzrate verringert. Die Anpassung des berechneten Durchbruchbeginns an die Messungen erfolgte über die Steigung des 1. linearen Teilabschnittes der Sorptionsisotherme. Als Resultat kann festgestellt werden, dass sich die mit Durchbruchbeginn erreichte sorbierte Konzentration um ca. 2 g/m² verringert und sich somit dem Messwert verbessert annähert.

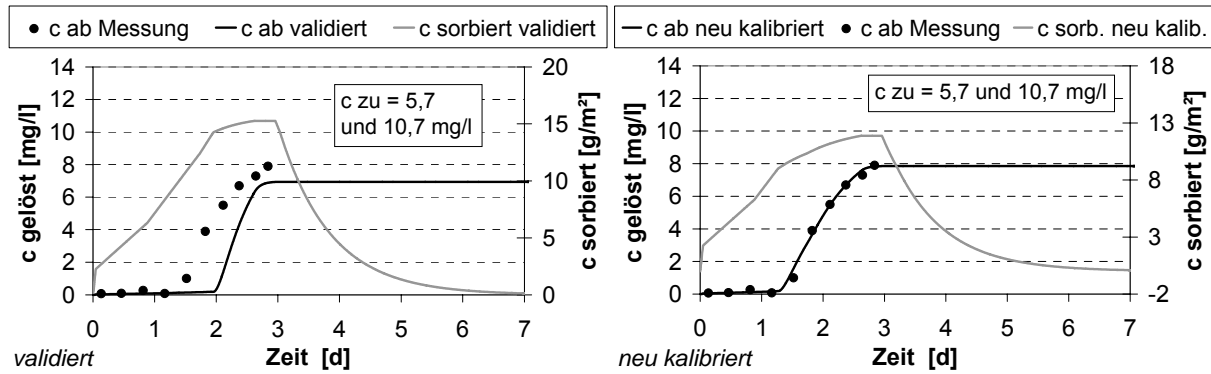
Um den Teilaspekt der Nitrifikation während der Betriebsphase fest in RSF_Sim zu implementieren, müssten zwei weitere Bedingungen eingeführt werden: Einerseits bedingt die Prozessbeschreibung während des Einstaus eine gesonderte Umsatzrate, andererseits dürfte der Umsatz nach beginnendem Filterdurchbruch nicht mehr stattfinden. Als Folge dieser Änderung ist zu erwarten, dass die NO₃-N-Konzentration im Ablauf während der Betriebsphase steigt, der NO₃-N-Peak im Folgeereignis dagegen geringer ausfällt. Die wesentliche Anforderung einer guten Wiedergabe der akuten Gewässerbelastung durch NH₄-N bliebe hingegen unverändert. Zudem ist das betrachtete Phänomen in den vorliegenden großtechnischen Untersuchungen nicht belegt. Aus diesen Gründen blieb eine Modellerweiterung an dieser Stelle bisher aus. Als Grundlage der Validierungen und der langfristigen Betrachtung wird die Kalibrierung KalNH4_ES1 angesehen.

7.1.4.3 Validierungen NH₄-N Hochlastversuch RSF_Sim (ValNH4_ES1 bis 3)

In Zusammenhang mit der vielfältigen Datengrundlage (vgl. Kap. 3.1.3.1) ergeben sich Möglichkeiten der Validierung der zuvor dargestellten Kalibrierung von RSF_Sim. Dazu wurden Hochlastversuche ausgewählt, die sich hinsichtlich ihrer Randbedingungen von der Intensivmessphase BoFi 2 unterscheiden.

Validierung an Hochlastversuch ES40 mit geringerer Zulaufkonzentration (ValNH4_ES1)

In ergänzenden Versuchen zur ausgewählten Messreihe wurde durch Woźniak (2007) (vgl. Tabelle 3-1) ein Hochlastversuch mit einer Stapelhöhe von 2,5 m umgesetzt (ES40, vgl. Tabelle A 1, Tabelle A 3). Dieser zeichnet sich im Vergleich zu ES35 durch die zu 13,2 mg/l abweichende Zulaufkonzentrationen aus, die in der 1. Hälfte bei rund 5,8 mg/l und in der 2. Hälfte bei 10,7 mg/l lagen. Zur Anpassung der Ablaufganglinie wurden die Steigungen der Teilbereiche verändert.

Abbildung 7-12: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ganglinien im Ablauf / Filterkörper ES40, RSF_Sim (ValNH4_ES1)Tabelle 7-10: Abweichende Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ES40 (ValNH4_ES1)

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert ES35	Wert ES40
A1	Steigung 1. Teilabschnitt	[-]	95	60
A1	Steigung 2. Teilabschnitt	[-]	0,2	0,5

Die Ergebnisse von ValNH4_ES1 (Abbildung 7-12, links) belegen, dass der simulierte Filterdurchbruch mit den zu validierenden Werten zu spät beginnt und die Sorptionsleistung überschätzt wird. Im Zusammenhang mit der Modellvorstellung der Sorptionsisothermen wäre für den niedrigeren Konzentrationsbereich ein höherer relativer Rückhalt zu erwarten. Ein Versuch der Verbesserung der Ergebnisse durch einen linearen Ansatz mit erhöhter Stufenzahl erscheint daher nicht zielführend. Durch Anpassung der Teilabschnittssteigungen gelingt jedoch auch für den gewählten Hochlastversuch eine separate hohe Annäherung (Abbildung 7-12, rechts).

Validierung an Hochlastversuch mit erhöhtem Drosselablauf (ValNH4_ES2)

Die ausgewählte Intensivmessphase in BoFi 2 wurde parallel mit abweichender Drosselstellung umgesetzt. Bei dem mit ES35 vergleichbaren Versuch wurde die Ablaufgeschwindigkeit verdreifacht. Anhand der Ergebnisse ist zu überprüfen, ob die Änderung der hydraulischen Bedingungen allein ausreicht, um den Stoffrückhalt anzupassen.

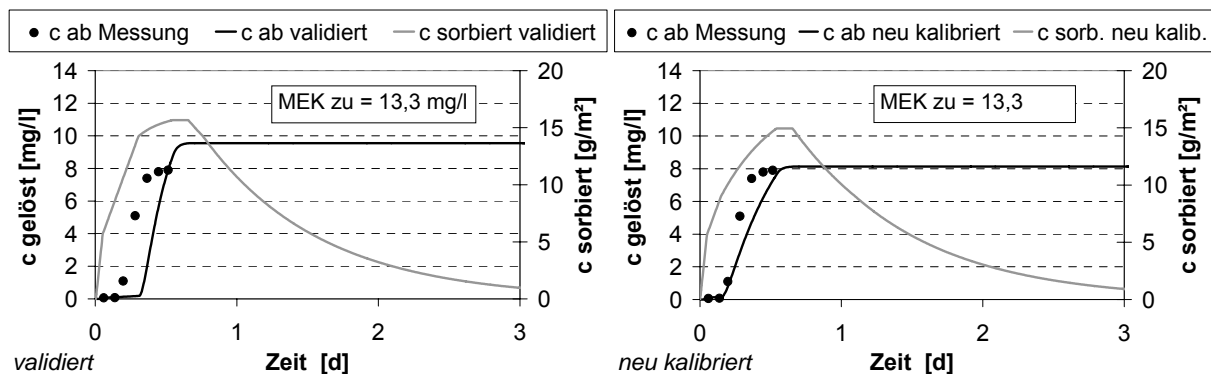
Abbildung 7-13: $\text{NH}_4\text{-N}$ - Ganglinien im Ablauf / Filterkörper, RSF_Sim ValNH4_ES2

Tabelle 7-11: Abweichende Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ (ValNH4_ES2)

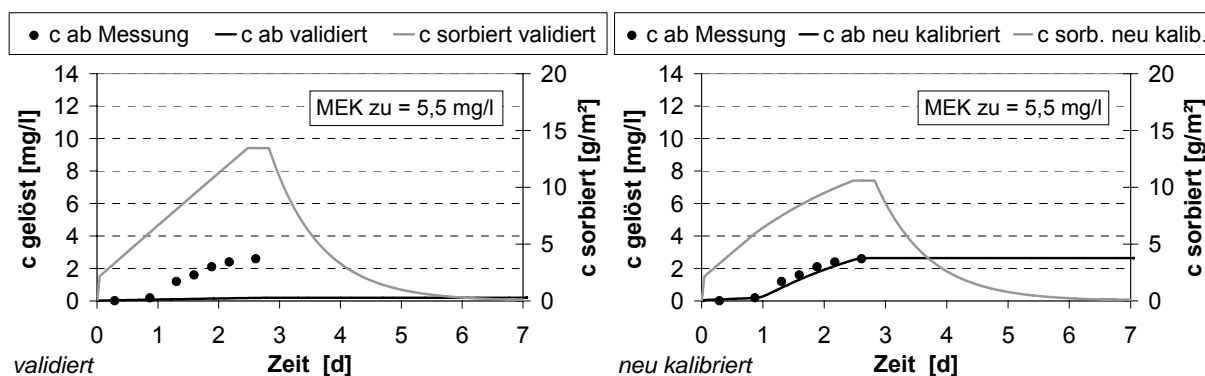
Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert ES35	Wert ValNH4_ES2
A1	Steigung 1. Teilabschnitt	[-]	95	60
A1	Steigung 2. Teilabschnitt	[-]	0,2	1

Die Validierung der kalibrierten Werte auf den Hochlastversuch mit erhöhter Drosseleinstellung weist einen verspäteten Durchbruch und eine zu hohe maximale Ablaufkonzentration auf (Abbildung 7-13, links). Durch Verringerung der Steigung A1 auf 60 ist der Durchbruchbeginn gut darstellbar, die maximale Konzentration erreichte dabei jedoch fast 12 mg/l. Daher wurde die Steigung A2 auf 1 erhöht, was eine verminderte Anpassung im Bereich des vollständigen Durchbruches zur Folge hat. Eine gegenüber Abbildung 7-13 (rechts) erhöhte Übereinstimmung konnte auch durch Variation der Grenzkonzentration C1 nicht erzielt werden.

Als Ergebnis von ValNH4_ES2 kann festgestellt werden, dass der gewählte Modellaufbau eine Schwäche bei abweichender Drosseleinstellung aufweist. Durch Annahme von korrigierten Werten ist diese nicht vollständig zu beheben. Als mögliche Verbesserung wird die Einführung einer Sorptionskinetik entsprechend dem Vorschlag in Kap. A2.3.3 angesehen. Das Resultat der dargestellten bestmöglichen Anpassung wird als Bestätigung angesehen, den Kalibrierwert der Steigung A1 für die Langzeitsimulation zu senken.

Validierung an Hochlastversuch mit abweichendem Substrat (ValNH4_ES3)

Als weitere Veränderung wird das Verhalten eines abweichenden Substrates nachgebildet. Dazu wird ein Hochlastversuch aus der Messreihe BoFi 4 (Uhl et al., 2007) mit einer Stapelhöhe von 2,5 m herangezogen. Bezüglich der andersartigen Zusammensetzung des Beschlückungswassers sei auf die dargestellte Methodik in Kap. 3.1.3.1 verwiesen. Der Konzentrationsbereich ist mit der 1. Hälfte von ES40 (Tabelle A 3) vergleichbar.

Abbildung 7-14: $\text{NH}_4\text{-N}$ - Ganglinien im Ablauf / Filterkörper, RSF_Sim ValNH4_ES3Tabelle 7-12: Abweichende Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ (ValNH4_ES3)

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert ES35	Wert ValNH4_ES3
A1	Steigung 1. Teilabschnitt	[-]	95	40
A1	Steigung 2. Teilabschnitt	[-]	0,2	2,5

Durch Anwendung der zu validierenden Eingangsdaten gelingt die Nachbildung des Konzentrationsdurchbruches nicht (Abbildung 7-14, links). Erst mit einer starken Abwandlung der Steigungen der Teilabschnitte kann der Anstieg nachgebildet werden (Abbildung 7-14, rechts). Dabei zeigt sich die Substratleistung geringer als in der Messreihe BoFi 2, was durch die Auswertung der Messdaten nach Uhl et al. (2007) bestätigt wird.

Als Erkenntnis aus ValNH4_ES3 ergibt sich die Notwendigkeit einer substrat- bzw. anlagen-spezifischen Kalibrierung vor einer langzeitlichen Betrachtung. Verallgemeinernde Schlussfolgerungen erscheinen erst nach Auswertung einer entsprechend großen Datengrundlage zulässig.

Zusammenfassung Validierung

Die Validierung der Kalibrierungsdaten zeigt in Abhängigkeit der abweichenden Randbedingungen verschiedene Qualitäten. Eine Erhöhung der Drosseleinstellung wirkt sich auf die Anpassung an Messwerte aus. Dies trifft auch für die Übertragung auf einen anderen Konzentrationsbereich zu. Speziell im Hinblick auf den für Mischwasserentlastungen hohen Konzentrationsbereich des Referenzereignisses sollte die Annahme der Leistungsfähigkeit ggf. nach unten korrigiert werden. Die Validierung belegt weiterhin, dass eine allgemeine Übertragung auf abweichende Substrate bisher nicht möglich ist, da die entsprechende Datenbasis noch zu klein ist.

7.1.4.4 Nachbildung des NO₃-N-Austrages

Als untergeordnetes Ziel der Modelloptimierung wurde auch die Nachbildung des NO₃-N-Spülstoßes im Folgeereignis angestrebt (Kap. A2.7). Während in RSF_DiSc der Austrag mittels einer Konstanten in Addition zur vorherrschenden Ereigniskonzentration erfolgt (vgl. Kap. 7.1.4.1), wird NO₃-N in RSF_Sim rein konvektiv betrachtet. Durch die Berechnung des Restwassergehaltes wird der Konzentrationsanstieg in der Prozessschicht während der Trockenphase ermöglicht.

Entsprechend den Vorgaben nach Schmitt und Dittmer (2007) wird für die Berechnung in RSF_DiSc die Ablaufkonstante ($c_{k_out_NO3}$ [g/m³]) der Wert 10 eingesetzt. Der Startwert des NO₃-N-Frachtspeichers (B_{NO3_ts} [g]) ergibt sich aus dem Kalibrierversuch KalNH4_ES1. Die Darstellung der Ablaufganglinie des Folgeereignisses des Kalibrierversuches erfolgt in Abbildung 7-15 im Vergleich zu RSF_Sim.

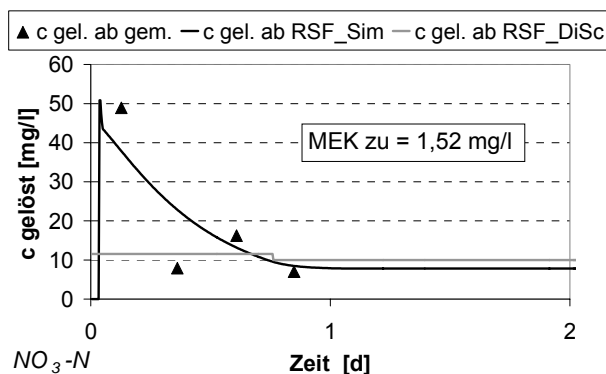


Abbildung 7-15: Ablaufganglinien $\text{NO}_3\text{-N}$ ES36 infolge ES35, RSF_Sim und RSF_DiSc

Der Vergleich der resultierenden Ablaufganglinien mit den Messwerten belegt, dass durch die in RSF_Sim gewählte rein konvektive Methodik eine gute Annäherung des Spülstoßes erfolgt. Die Anpassung des Maximalwertes gelingt dabei weniger als der folgende Austrag. Dieser Effekt wird durch die Limitierung des Modells hinsichtlich plötzlicher Konzentrationsänderungen ähnlich dem Tracerversuch begründet. Mit dem in RSF_DiSc enthaltenen Ansatz ist die Wiedergabe des Spülstoßes nicht möglich.

7.1.4.5 Langzeitsimulation Stickstofffraktionen RSF_Sim (LZ_NH4_ES1 und 2)

Zur langzeitlichen Simulation der Säulenversuchsreihe wurden im 1. Schritt die Ergebnisse aus Kalibrierung und Validierung übertragen. Dazu gehört besonders die zweistufige Nachbildung der Nitrifikation. Aufgrund der im Labor vorherrschenden Normalbedingungen (rund 20°C) kann der Temperatureinfluss hier nicht überprüft werden. Die Abhängigkeit der Reinigungsleistung von Trockenphasendauer wird aufgrund der zumeist eng gestaffelten Ereignisfolge als Nebenaspekt angesehen. Als zusätzliches Kriterium ist dagegen die Bilanz des Stickstoffhaushaltes auch unter Einfluss des akkumulierten CSB_X als $\text{NO}_3\text{-N}$ -Quelle zu überprüfen.

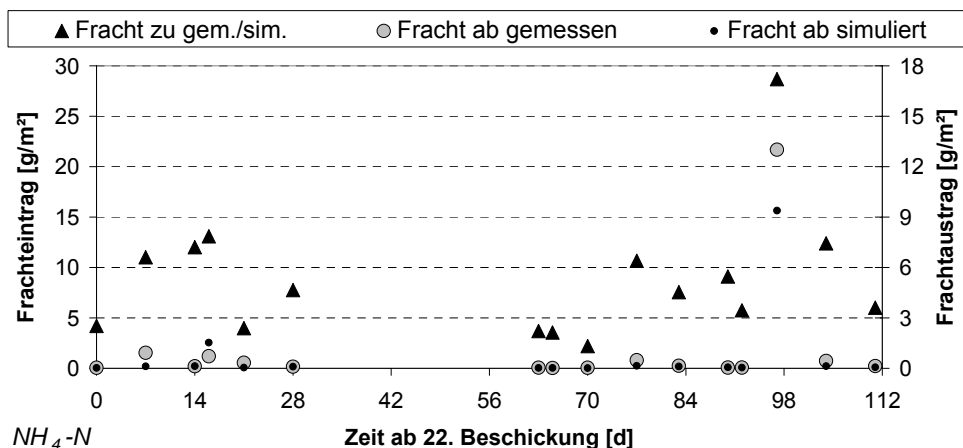


Abbildung 7-16: Frachten $\text{NH}_4\text{-N}$ im Zu- und Ablauf (LZ_NH4_ES1)

Durch Anwendung der Kalibrierwerte KalNH4_ES1 (Tabelle 7-8) wurde eine weitgehende Übereinstimmung der simulierten Frachtausträge mit den Messwerten erzielt (LZ_NH4_ES1, Abbildung 7-16). Neben dem kalibrierten Hochlastversuch ES35 (Tag 97) sind vor allem die Ereignisse ES23 und ES25 (Tag 7 und 16) aufgrund eines beginnenden Durchbruchs zur Qualitätsüberprüfung geeignet. Dabei zeigen sich jeweils unzureichende Übereinstimmungen.

Zu einer verbesserten Nachbildung wurden für das Sorptionsmodell sowohl die Eingabewerte nach ValNH4_ES1 (Tabelle 7-9) als auch Zwischenstufen zwischen Kalibrier- und Validierdaten verwendet. Dadurch wurden bei einigen Ereignissen beginnende Durchbrüche berechnet, nicht jedoch für ES23 (Tag 7). Im Gegenzug verschlechterte sich die Übereinstimmung für ES25 (Tag 16), da der berechnete Konzentrationsanstieg im Ablauf schon durch die für Abbildung 7-16 verwendeten Werte überschätzt wird. Infolgedessen wird den Kalibrierwerten KalNH4_ES1 (Tabelle 7-8) die bestmögliche Anpassung ohne Berücksichtigung von Einflussfaktoren beigemessen.

Für eine Überprüfung der Sorptionsleistung in Abhängigkeit der Beschickungshistorie liefert die Gesamtbetrachtung des Untersuchungszeitraumes keine geeigneten Hinweise. Einzig die hohe Filterleistung in ES25 führt zu einem möglichen Zusammenhang mit der kurzen vorhergehenden Trockenphase. Im Zusammenhang mit der nachfolgend dargestellten Bilanzierung des Stickstoffhaushaltes wird hierbei jedoch eher ein hoher Einfluss der Nitrifikation während der Betriebsphase als Ursache vermutet.

Durch den Vergleich der zurückgehaltenen NH₄-N-Frachten mit den ausgetragenen NO₃-N-Frachten im Folgeereignis ist eine Bilanzierung möglich. Da die im jeweiligen Folgeereignis eingetragenen NO₃-N-Frachten den Filterkörper in der Modellvorstellung unbeeinflusst passieren, wurden sie aus der Betrachtung ausgenommen. Aus der Differenz von ein- und ausgetragenen NO₃-N-Frachten ergibt sich der Frachtüberhang des Folgeereignisses. Dieser sollte infolge der zweistufigen Beschreibung des Nitrifikationsprozesses bei ausreichend langer Trockenphase der durch Sorption zurückgehaltenen NH₄-N-Fracht entsprechen.

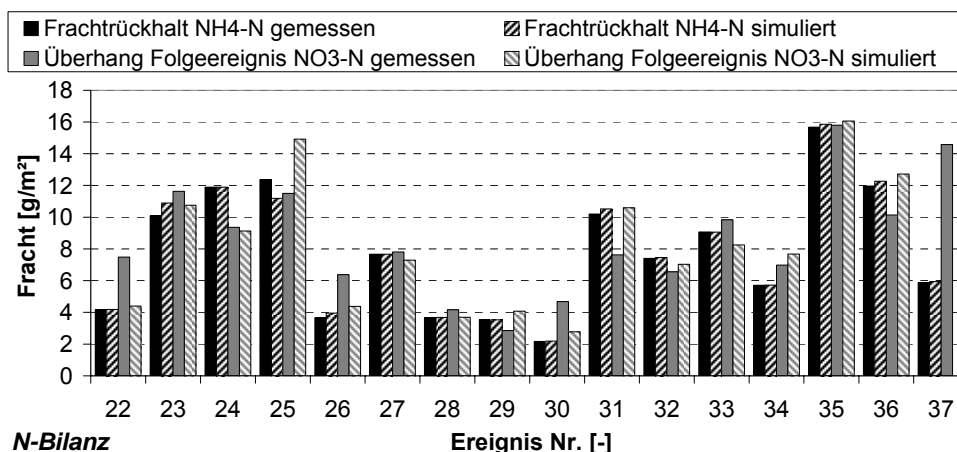


Abbildung 7-17: N-Bilanz über Testreihe mit Kalibrierwerten, RSF_Sim (LZ_NH4_ES1)

In der Stickstoffbilanz werden die zurückgehaltenen NH₄-N-Frachten und die Überhänge der NO₃-N-Frachten des Folgeereignisses jeweils für Mess- und Simulationswerte gegenüberge-

stellt (Abbildung 7-17). Der Vergleich der Rückhalte belegt dabei die bereits diskutierte weitgehende Übereinstimmung mit den gleichzeitig erkannten Abweichungen für ES23 und ES25.

Im Vergleich der simulierten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalte und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Überhänge sind für LZ_NH4_ES1 gute Annäherungen ebenso erkennbar wie deutliche Abweichungen. Leichte Schwankungen werden durch die Konzentrationen im Restwasser der Prozessschicht oder durch einen unvollständigen Austrag großer Frachten infolge der Berechnung mit voll durchmischten Reaktoren verursacht. Bedeutende Unterschiede werden bei kurzen Trockenphasen durch eine unvollständige Nitrifikation aufgezeigt, so z. B. bei ES24 und ES33 mit nur 1 bzw. 1,5 Tagen Belüftung. Infolge der geschlossenen Bilanzierung steigt dann der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag des wiederum folgenden Ereignisses. Zur Optimierung dieses insgesamt plausiblen Resultates wurde die Nitrifikationsrate d_{N} gegenüber dem Kalibrierversuch von 0,5 auf 0,6 [1/h] erhöht.

Zur Beurteilung der simulierten Frachtüberhänge mit den Messwerten sollten weitere Einflüsse auf den Stickstoffhaushalt berücksichtigt werden. Als eine mögliche Ursache eines gemessenen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Überhanges - oberhalb des aus dem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt zu vermutenden Wertes - kann die Mineralisierung als Quelle anorganischen Stickstoffes angesehen werden. Aus den Simulationsergebnissen zu CSB_X kann zu einer stark vereinfachten Berechnung eine maximale Frachtbelastung von rund $20 \text{ g O}_2/\text{m}^2$ herangezogen werden. Unter der Annahme eines Stickstoffgehaltes von rund 3 % ergibt sich daraus der maximale Einfluss von $0,6 \text{ g/m}^2$. Dieser reicht als alleinige Ursache nicht aus, um die ausgeprägten Effekte z. B. in ES22, ES26, ES30 oder ES37 zu begründen.

Als eine Fehlerquelle der gewählten Betrachtung zeigt sich die Nitrifikation während der Betriebsphase. Das dabei entstehende $\text{NO}_3\text{-N}$ wird überwiegend während des aktuellen Ereignisses ausgetragen, in der in Abbildung 7-17 aufgetragenen Darstellungsform jedoch dem vorhergehenden Ereignis beigemessen. Da eine Trennung des $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ursprungs innerhalb der Messwerte kaum möglich scheint, bleibt die Unterscheidung im Modell zu prüfen. Die im Zusammenhang mit der Kalibrierung KalNH4_ES2 genannten Einwände können dabei vernachlässigt werden, sofern kein $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruch stattfindet.

Alternative Berechnung mit ständiger Nitrifikation (LZ_NH4_ES2)

Als Ergebnis der langzeitlichen Simulation mit Nitrifikation während der Betriebsphase (LZ_NH4_ES2, nicht dargestellt) zeigt sich keine eindeutige Tendenz. Während für einzelne Ereignisse die Verschiebung des Ereignisbezugs von $\text{NO}_3\text{-N}$ -Anteilen eine Verbesserung bedeutet, verliert sich die Plausibilität der Gesamtbetrachtung. Durch dieses Resultat wird die Vermutung von Woźniak (2007) bestätigt, dass die Nitrifikation während der Betriebsphase nicht konstant auftritt. Nähere Umstände der Begünstigung bzw. Hemmung dieses Prozesses können auch nach der Simulationsstudie bisher nicht benannt werden.

7.1.5 Zusammenfassung Simulation von Laborversuchen

Die eindimensionale Nachbildung des Filterausschnitts im Maßstab der Säulenversuche zeigt die Qualitäten der Modellansätze RSF_Sim und dem ursprünglichen RSF_DiSc ebenso wie

deren Anwendbarkeitsgrenzen. Durch die Volumenbilanzierung sind die hydraulischen Bedingungen mit beiden Ansätzen darstellbar, während der Stofftransport eines Tracers aufgrund der geringen vertikalen Schichtunterteilung nur bedingt wiedergegeben werden kann. Dass letzteres für die Prozessbeschreibung wenig problematisch ist, wird durch die Betrachtung der Hauptparameter aus CSB- und Stickstofffraktionen bewiesen.

Die langzeitliche Simulation der CSB-Reduktion mittels konstanter Wirkungsgrade für CSB_S und konstanter Hintergrundkonzentration für CSB_X (ohne Einflussfaktoren, RSF_Sim identisch zu RSF_DiSc) führt zu geeigneten Ergebnissen. Eine Verbesserung konnte durch einen kombinierten Ansatz für die gelösten Anteile aus konstanter Hintergrundkonzentration und einem konstanten Wirkungsgrad für darüber hinausgehende Belastungen erzielt werden. Nicht beschreibbar bleibt hingegen ein Konzentrationsdurchbruch bei einzelnen Extremereignissen. Da dieses Phänomen jedoch in den betrachteten RBF-Anlagen OE und EH nicht belegt ist, wurde auf eine Modellerweiterung im Hinblick auf die großtechnische Anwendung verzichtet. Bei Maßstabsübertragung bleibt zu überprüfen, welche Auswirkung der vornehmlich gelöste auftretende Sauerstoffbedarf der Laborversuche im Gegensatz zum vornehmlich partikulären Bedarf der Mischwasserentlastung besitzt.

Deutlichere Entwicklungsfortschritte von RSF_DiSc zu RSF_Sim sind für die anorganischen Stickstofffraktionen erkennbar. Mit dem ursprünglichen Ansatz gelingt eine hinreichende Kalibrierung von Konzentrationsdurchbrüchen, die jedoch durch den Einsatz der zweistufig linearen Sorptionsisotherme optimiert werden konnte. Zudem werden in RSF_Sim nun die zurückgehaltenen Frachten vollständig erfasst. Die neu implementierte zeitabhängige Nitrifikation in der Trockenphase ermöglicht die Erfassung notwendiger Regenerationszeiten. Die dabei mögliche Unterscheidung zwischen gelöster und fester Phase weist für den Abbau der sorbierten Frachten eine höhere Bedeutung auf. Daher erscheint durch Vernachlässigung der Nitrifikation von gelöstem $\text{NH}_4\text{-N}$ eine Modellvereinfachung möglich.

Die Beschreibung der Nitrifikation auch während der Betriebsphase lieferte kein eindeutiges Ergebnis. Zwar können einzelne Ereignisse optimiert nachgebildet werden, in der langzeitlichen Betrachtung erscheint der Einfluss jedoch diffus. Die Betrachtung dieses Teilprozesses erfordert somit ein erweitertes Prozessverständnis, welches bisher nicht vorliegt. Im Hinblick auf die großtechnische Anwendung ist diese Einschränkung wenig bedeutend, da der quantitative Stoffrückhalt als Summe aus Sorption und Abbau zur Beurteilung der Filterleistung maßgebend ist.

Die Zusammenfassung der genannten Aspekte liefert ein hinreichendes Gesamtbild, welches vornehmlich durch die bekannten Besonderheiten des Labormaßstabes eingeschränkt wird. Die Kalibrierwerte der Eingangsgrößen werden im Folgenden in der Anwendung auf die RBF-Anlagen OE und EH überprüft.

7.2 Simulationen RBF Saarbrücken-Ensheim

Die Anwendung verschiedener Entwicklungsstufen des RBF-Modells beschränkt sich auf RSF_Sim, weil die im Labormaßstab erkannten Verbesserungen auf die großtechnischen An-

lagen übertragbar erscheinen. Die als Datengrundlage vorliegenden Bilanzierungen des RBF EH beruhen weitgehend auf Dittmer (2006). Da in dieser Auswertung vereinfachte Modellannahmen getroffen wurden (Kap. 4.2.2.2 und 4.2.3.2), wird für die hier durchgeführte Simulationsstudie vornehmlich direkt auf Messwerte zurückgegriffen.

7.2.1 Hydraulik

Die hydraulischen Bedingungen im Filterkörper des RBF EH können nicht direkt aus den vorliegenden Messungen abgeleitet werden (vgl. Kap. 4.2.1). Die geometrischen Abmessungen, die Substrateigenschaften, die Wasserspiegel im Retentionsraum (H_{RR}) sowie die schwankenden Drosselabläufe bilden hingegen eine gesicherte Datengrundlage. Die erfassten Zulaufvolumina sind mit Unsicherheiten behaftet, Überlaufvolumina wurden nicht quantifiziert. Daher ist das geeignete Vorgehen zur hydraulischen Nachbildung zu diskutieren.

Zur Verwendung des hydraulischen Modells in RSF_Sim (Kap. A2.2) können aus den gegebenen Daten zunächst die Dimensionen und Eigenschaften des Filterkörpers abgelesen werden. In Tabelle 7-13 sind die verwendeten Eingangsgrößen aufgelistet.

Tabelle 7-13: Hydraulische Eingangsparameter RBF EH

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
Z_i	einheitliches Zeitintervall eines Berechnungsschrittes	[min]	5 ^{a)}
A_F	Filterfläche	[m ²]	1040 ^{b)}
h_{RR}	Höhe Retentionsraum	[m]	0,94
h_P	Höhe Prozessschicht	[m]	1,1 ^{b)}
h_D	Höhe Dränschicht	[m]	0,3 ^{b)}
K_f	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	[m/s]	$1,1 \cdot 10^{-4}$ ^{b)}
Q_{s_P}	betrieblicher Sättigungswassergehalt Prozessschicht	[%]	39,8 ^{b)}
Q_{r_P}	Restwassergehalt Prozessschicht	[%]	8,3 ^{b)}
Q_D	reduzierter verfügbarer Porenraum Dränung	[%]	35 ^{a)}
$q_{Dr,RBF}$	Drosselablaufspende	[l/(s*m ²)]	0,015
$Q_{RR_{ts}}$	Wassergehalt Retentionsraum Start	[%]	0 ^{a)}
$Q_{P_{ts}}$	Wassergehalt Prozessschicht Start	[%]	8,3 ^{a)}

Quellen: a) Wert frei gewählt b) Dittmer (2006)

Die angegebene Höhe des Retentionsraumes (h_{RR}) entspricht nicht dem tatsächlichen Wert von 0,8 m, da der Einfluss der vorhandenen Böschungen berücksichtigt werden muss. In einem eindimensionalen Modell kann der nicht-lineare Zusammenhang zwischen Wasserstand und Volumen nicht erfasst werden. Daher wurde das maximale Retentionsvolumen (nach Dittmer, 2006) auf die Filterfläche umgelegt.

Die Drosselabflussspende ($q_{Dr,RBF}$) beträgt in ihrer Zielgröße 0,01 [l/(s*m²)]. Die Messwerte belegen einen Anstieg in Abhängigkeit der Einstauhöhe über zwei Bereiche: Bei Wasserständen im Retentionsraum von 0,4 m oder mehr liegt der Schwankungsbereich zwischen 0,017

und 0,022, darunter zwischen 0,01 und 0,012 [$\text{l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$]. Da mit RSF_Sim eine (während eines Ereignisses) variable Drosselabflussspende nicht beschreibbar ist, muss ein Mittelwert angenommen werden. Die errechneten Volumenbilanzen sind somit fehlerbehaftet, Auswirkungen auf die Reinigungsleistung können im dargestellten Toleranzbereich hingegen vernachlässigt werden.

Die größten Unsicherheiten der hydraulischen Bilanzierung liefern die Zulaufvolumina. Diese wurden von Schmitt et al. (2006) / Dittmer (2006) im Abgleich zu den (in abweichenden Qualitäten vorliegenden) direkten Messungen rekursiv über die erfassten Wasserstände ermittelt. Als Zulaufganglinien wurden daher die vorliegenden Bilanzen verwendet.

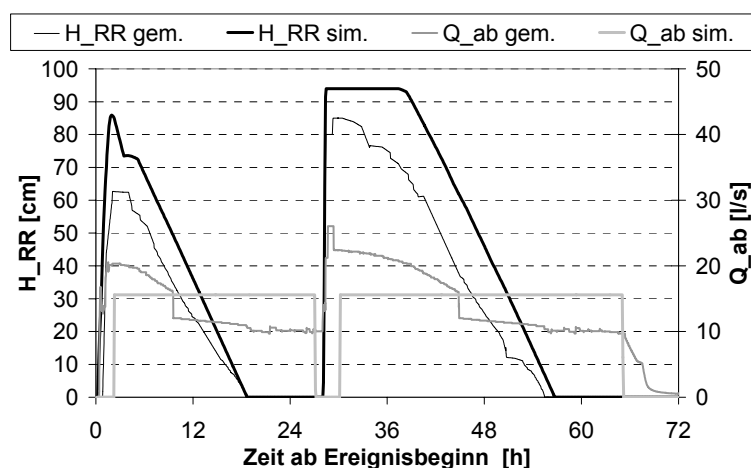


Abbildung 7-18: Überprüfung Ganglinien H_{RR} und Q_{ab} Ereignis 2 (P1, 27.08.02) EH

Die Qualitätsprüfung der Simulationsergebnisse (Beispiel in Abbildung 7-18) erfolgte über die gesicherte Datengrundlage der Wasserspiegel im Retentionsraum (H_{RR}) und der Abläufe (Q_{ab}). Bei Vergleich der Retentionsraumfüllung sollte berücksichtigt werden, dass der Simulationswert die Böschungsräume linear erfasst. Ein direkter Vergleich der Maximalwerte scheint daher nicht zulässig. Der Ganglinienverlauf zeigt unter Berücksichtigung der systematischen Abweichungen eine gute Übereinstimmung. Im Zusammenhang mit der Mittelung der Drosselabflussspende ist vor allem die Deckung der Einstauenden ($H_{RR} = 0$) ein Beleg für die geeignete Modellbeschreibung. Eine Überprüfung der angenommenen Substrateigenschaften ist im gegebenen Genauigkeitsbereich nicht möglich.

Anhand der bilanzierten Überläufe und der Simulationsergebnisse ist ein Vergleich der Modellvorstellungen möglich. Als Einheit der Überlaufmengen wurde $[\text{m}/\text{Ereignis}]$ gewählt, um eine direkte Vergleichbarkeit mit der Stapelhöhe der Beschickung zu ermöglichen. Abbildung 7-19 belegt für die 6 Ereignisse mit Überlauf eine hohe Übereinstimmung der Absolutwerte - der Fehler im Verhältnis zum Beschickungsvolumen (Abweichung $[\% f_{FA}]$) beträgt im Maximum 7,8 %. Damit erscheint eine hinreichende Genauigkeit des hydraulischen Modells als Voraussetzung zur Nachbildung der Reinigungsprozesse gegeben.

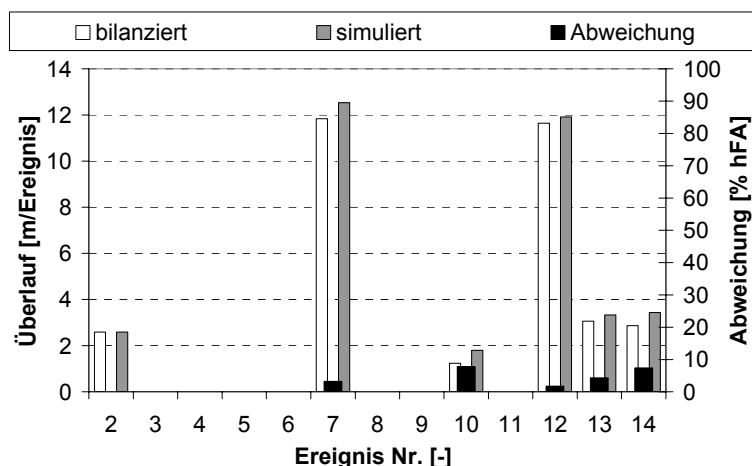


Abbildung 7-19: Überprüfung RBF-Überlaufvolumina EH

7.2.2 CSB

Bei Nachbildung der Reinigungsleistung großtechnischer RBF-Anlagen bezüglich CSB sollte grundsätzlich eine Fraktionierung in gelöste und partikuläre Anteile vorgesehen werden. Bezüglich CSB_X weist der RBF EH einen quasi vollständigen Rückhalt auf. Dies kann durch die Annahme der Hintergrundkonzentration im Ablauf mit $c_{k_out_CSB_X} = 0 \text{ mg O}_2/\text{l}$ beschrieben werden. Um Sicherheiten zu berücksichtigen, kann der Vorschlag von Schmitt und Dittmer (2007) aufgegriffen werden, welcher $c_{k_out_CSB_X} = 3 \text{ mg O}_2/\text{l}$ vorsieht.

Unter der gegebenen Voraussetzung beschränken sich Überlegungen einer angepassten Modellierung auf den Parameter CSB_S. Die vorliegende Datengrundlage (Kap. 4.2.2) weist hierzu eine weitgehend durchgängige Beprobung auf. Die gegebenen Modellvorschläge für RSF_Sim (Kap. A2.6.3) sollten zunächst in ihrer Eignung eingeschätzt werden. Im Anschluss sind geeignete Eingabewerte zu finden und Anwendungsschritte zu erörtern.

7.2.2.1 Beispiel einer Ganglinienkalibrierung

Die Modellbeschreibung für den CSB_S-Rückhalt gibt die Möglichkeit einer Kombination von konstanten Hintergrundkonzentration ($c_{kH_CSB_S} [\text{g}/\text{m}^3]$, kurz c_{kH}) und Wirkungsgraden ($n_{CSB_S_t1} [\%]$) für darüber hinaus gehende Beladungen. Als Anwendungsbeispiel wird zunächst eine Ganglinie (Ereignis Nr. 4 bis 6, 16. bis 24.10.2002) zur Kalibrierung aufgegriffen ($c_{kH_CSB_S} = 0$; $n_{CSB_S} = 60$).

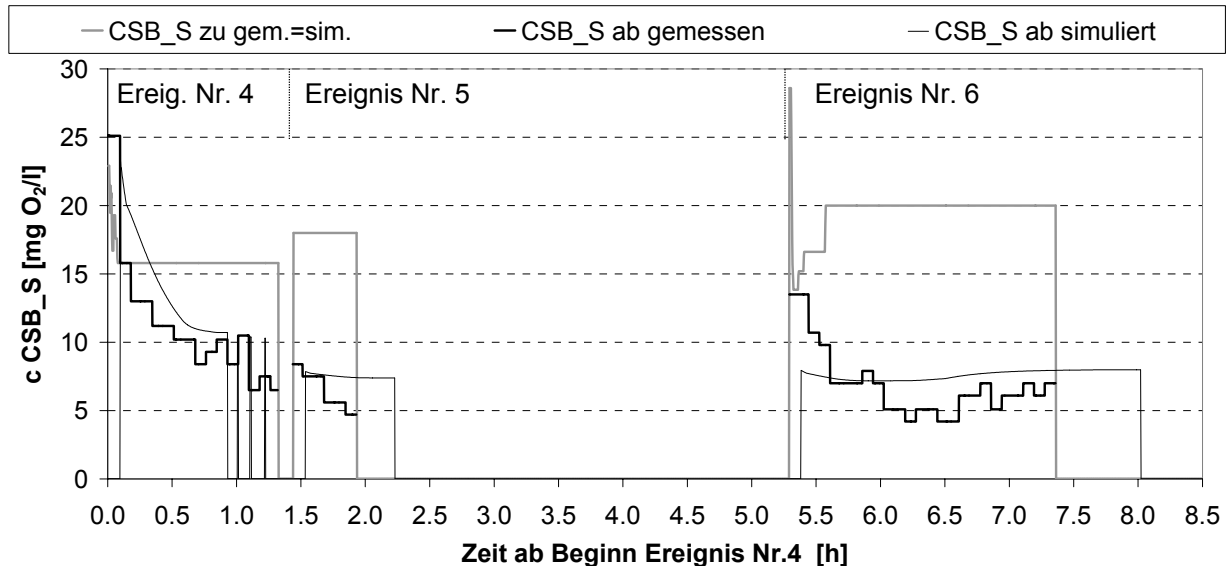


Abbildung 7-20: Beispiel Kalibrierung CSB_S-Ganglinien EH (16. bis 24.10.2002)

Anhand der in Kap. 4.2.2 vorliegenden Datenauswertungen war abzuleiten, dass Varianzen im Ablauf eines Ereignisses im Allgemeinen innerhalb enger Bereiche auftreten. Die simulierten Ablaufganglinien in Abbildung 7-20 zeigen eine weitgehende Übereinstimmung mit den Messwerten. Eine Ausnahme bildet dabei die Konzentrationsspitze zu Beginn des Ereignisses Nr. 6, welche in ihrer Ursache nach Dittmer (2006) nicht mit der aktuellen Beschickung korreliert. Um einen ähnlichen Effekt bei Ereignis Nr. 4 zu berücksichtigen, wurde die Konzentration des Restwassers in der Prozessschicht zu Beginn der Betriebsphase mit $200 \text{ mg O}_2/\text{l}$ angesetzt. Eine kontinuierliche Nachbildung dieser Ausspüleffekte erscheint mit dem gewählten CSB_S-Modell nicht möglich, als Ansatzpunkt können aber die berechnete Akkumulation von filtrierten CSB_X-Frachten und damit verbundene Abbauprozesse angesehen werden. Aufgrund der mangelnden Kenntnisse über die Zusammensetzung des CSB_X, des Kohlenstoffhaushaltes (samt Einflussfaktoren) in der Biozönose eines RBF und den gegebenen Besonderheiten in EH wurde dieser Ansatz in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht verfolgt. Weitere Gründe liefern die geringe Anzahl von Einzelereignissen, einige Datenlücken jeweils zu Ereignisbeginn sowie das nicht ständige Auftreten des beschriebenen Verlaufes. Die dargestellten Konzentrationserhöhungen stellen somit Fehlerquellen in der Bilanzierung dar, welche mit wachsender Zulaufkonzentration in ihrer Auswirkung abnehmen.

7.2.2.2 Ermittlung von Eingangsgrößen der Langzeitsimulation

Zielsetzung einer langzeitlichen Kalibrierung ist es, die Reinigungsleistung bezüglich der einzelnen Beschickungen mit einem Wertepaar aus Hintergrundkonzentration ($c_{\text{kH_CSB_S}}$) und Wirkungsgrad ($n_{\text{CSB_S}}$) möglichst genau abzubilden. Je größer dabei c_{kH} gewählt wird, desto weniger wirken sich Zulaufkonzentrationsschwankungen im Ablauf aus. Um einen geeigneten Datensatz zu finden, wurden zunächst alle Ereignisse getrennt voneinander kalibriert. Dabei wurde c_{kH} in 3 Schritten angehoben (0; 5; 10; 15 $\text{mg O}_2/\text{l}$) und $n_{\text{CSB_S_t1}}$ jeweils als veränderlicher Bestandteil verwendet. Die händische Iteration endet, wenn der si-

multierte cWG mit dem Messwert (Tabelle 4-6) übereinstimmt. Als Ergebnis können für jedes Einzelereignis Wertepaare gebildet werden. Durch Verwendung selektierter Kombinationen ist festzustellen, welche das langzeitliche Verhalten bestmöglich wiedergibt.

Nachfolgend werden die Ergebnisse des dargelegten Vorgehens aufgezeigt und diskutiert. In Abbildung 7-21 sind die ohne Einflussfaktoren ermittelten n_CSB_S für Simulationsdurchgänge mit Anhebung der c_kH in den genannten Stufen aufgetragen. Jeder Datenpunkt repräsentiert dabei eine Anpassung auf das jeweilige Ereignis mit einer Genauigkeit von 0,5 %. Aufgrund der abweichenden Beschickungscharakteristika werden P1 und P2 getrennt betrachtet. Als notwendige Eingangsgröße wurde die Konzentration in der Prozessschicht zu Ereignisbeginn (c_PC_t0) mit dem Endwert der vorhergehenden Betriebsphase herangezogen. Für das 1. Ereignis in P1 und P2 wurde jeweils die 1. aufgetretene Beschickungskonzentration angenommen.

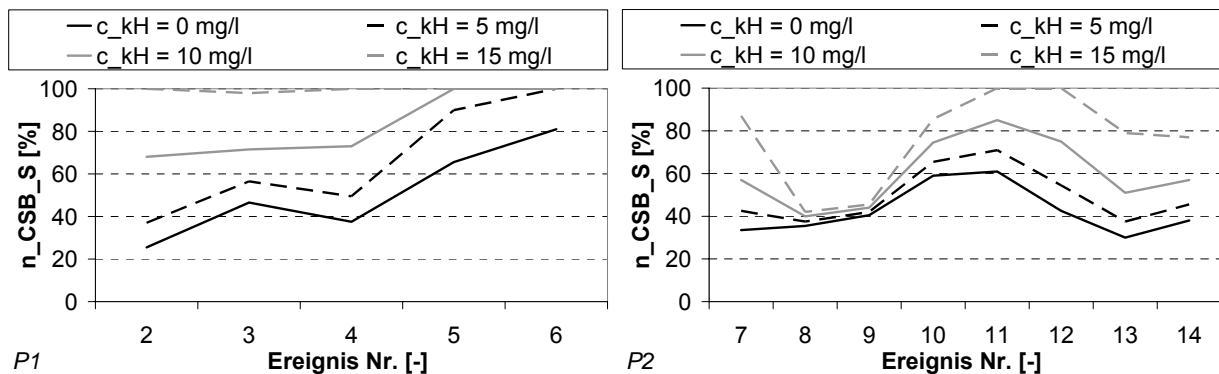


Abbildung 7-21: Ermittlung von $c_kH_CSB_S$ und n_CSB_S zur Langzeitsimulation EH

Steigt der für den Wirkungsgrad anzunehmende Wert auf 100 %, so ist die Hintergrundkonzentration zu hoch gewählt, um den aus den Messwerten bestimmten cWG noch erreichen zu können. Die Kalibrierung ist dann nicht möglich. Der Vergleich der Einzelereignisse Nr. 2 bis 4 zeigt die Zielsetzung des gewählten Vorgehens: Bei $c_kH = 10 \text{ mg O}_2/\text{l}$ kann mit $n_CSB_S = 70 \%$ ein Wertepaar zur geeigneten Nachbildung herangezogen werden. Für die beiden weiteren Ereignisse verliert sich jedoch der Zusammenhang. Die geringste Abweichung der Wirkungsgrade zeigt sich bei Vernachlässigung einer Hintergrundkonzentration. Das arithmetische Mittel des n_CSB_S liegt dann bei 51 %.

In P2 kann ein vergleichbares Resultat abgeleitet werden. Mit steigender c_kH erhöht sich die Varianz der n_CSB_S , jedoch zeigen sich über alle Ereignisse hinweg zulässige Kombinationen bei der Verwendung von c_kH bis zu $10 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Die arithmetischen Mittel für n_CSB_S liegen bei 46, 55 und 89 % ($c_kH = 0; 5; 10 \text{ [mg O}_2/\text{l}]$).

Eine Vergleichmäßigung der Wirkungsgrade ist durch negative Hintergrundkonzentrationen zu erreichen (nicht dargestellt). Dieses Vorgehen scheint jedoch nicht zielführend, da die Sensitivität des frachtbezogenen Simulationsergebnisses gegenüber dem n_CSB_S mit abnehmender c_kH enorm ansteigt. Bei Annahme eines Wertes für alle Beschickungen einer Messphase steigt dadurch der Fehler in der Frachtbilanz. Die hier gezeigten Ergebnisse dienen der

Findung von Eingangswerten, sie stellen nicht die Qualität der langzeitlichen Betrachtung dar. Somit bleibt auch nicht auszuschliessen, dass bei Berücksichtigung einer Hintergrundkonzentration eine verbesserte langzeitliche Nachbildung möglich ist.

Eine weitere Möglichkeit der Modelloptimierung ergibt sich aus der Beschreibung von Einflussfaktoren auf einen variablen Wirkungsgrad ($n_{\text{CSB_S_t1}}$). Da die Ablaufdrosselung in EH über die beide Messphasen konstant betrieben wurde und Temperatureinflüsse aus den Ergebnissen nicht abzuleiten waren, verbleibt hierbei lediglich die Abhängigkeit von der Trockenphasendauer als Variation. Aufgrund der geringen Anzahl von Ereignisdaten wurde bei der Ermittlung von Korrekturwerten auf die zusammengeführte Datenbasis aus EH und OE (Abbildung 4-40) zurückgegriffen. Eine Überführung der dabei entwickelten Modellvorstellung in die Modellbeschreibung nach Gleichung A 60 (Abbildung A 32) erbringt die Eingangswerte nach Tabelle 7-14.

Tabelle 7-14: Eingangswerte der Abhängigkeit des $n_{\text{CSB_S_t1}}$ von der TP-Dauer (FL_{t1})

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
FL0	relative Filterleistung nach 0 d	[%]	50
FL1	relative Filterleistung nach Z1 d	[%]	100
FL2	relative Filterleistung nach Z3 d	[%]	10
Z1	Zeitpunkt Ende Leistungsanstieg	[d]	1
Z2	Zeitpunkt Ende Plateau	[d]	1
Z3	Zeitpunkt Ende Leistungsabfall	[d]	49

Aus dem nun gegebenen Zusammenhang werden in RSF_Sim die aktuellen Minderungsfaktoren FL_{t1} über die Abfrage der Trockenphasendauer ermittelt. Vor diesem Hintergrund wurde das Vorgehen zur Findung der Wertepaare ($c_{\text{kH_CSB_S}}$ / $n_{\text{CSB_S}}$) wiederholt. Aufgrund der unbekannten vorhergehenden Beschickungspause mussten dabei die Ereignisse Nr. 2 und 7 aus der Betrachtung ausgenommen werden.

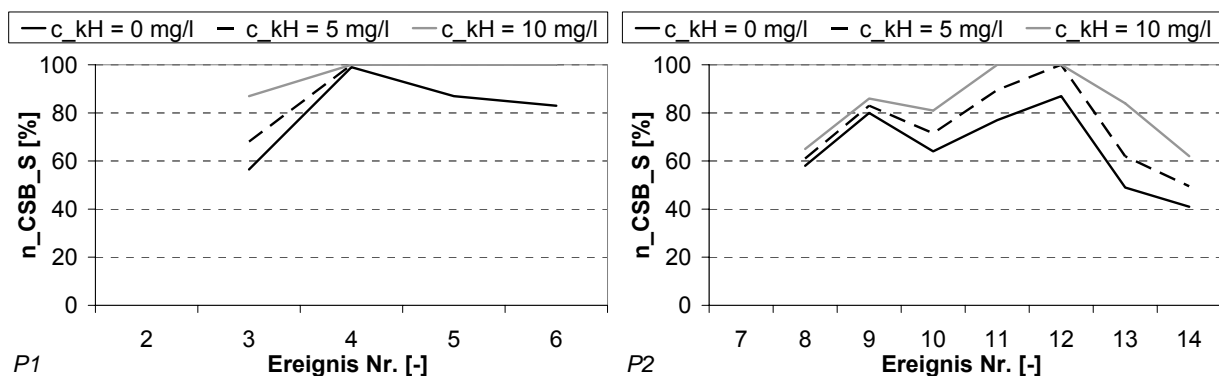


Abbildung 7-22: Ermittlung von $c_{\text{kH_CSB_S}}$ und $n_{\text{CSB_S}}$ mit FL_{t1} zur Langzeitsimulation EH

Die Berücksichtigung einer Abhängig zur Ermittlung von n_{CSB_S} erbringt in P1 starke Veränderungen. Als kritisch zeigt sich Ereignis Nr. 4, welches trotz langer Trockenphase einen relativ hohen Wirkungsgrad besitzt. Die Anwendung von FL_{t1} scheint in P1 nur unter Vernachlässigung der Hintergrundkonzentration sinnvoll. Die Auswirkungen zeigen sich auch in P2, wobei Ereignis Nr. 14 erwartungsgemäß deutlich abweicht (vgl. Abbildung 4-32). Wird die Trockenperiodenabhängigkeit in Kombination mit geringen c_{KH} angewendet, so ergeben sich frühzeitig Grenzfälle der Kalibrierbarkeit. Als Ergebnis der Eingangsdatenfindung kann ein arithmetisches Mittel von $n_{\text{CSB}_S} = 65 \%$ (P1) und 64% (P2) jeweils für $c_{\text{KH}_{\text{CSB}_S}} = 0 \text{ mg O}_2/\text{l}$ festgehalten werden.

7.2.2.3 Langzeitsimulation

Nach den dargestellten Vorüberlegungen können mögliche geeignete Varianten der langzeitlichen Simulation vorgeschlagen werden. Die zugehörigen Eingangswerte sind in Tabelle 7-15 zusammengestellt.

Tabelle 7-15: Varianten Langzeitsimulation CSB_S EH

Variante	$c_{\text{KH}_{\text{CSB}_S}}$	n_{CSB_S}	Beschreibung
CSB_EH	0 mg O ₂ /l	51 (P1), 46 (P2) [%]	nur n_{CSB_S}
CSB_EH_ c_{KH}	5 mg O ₂ /l	55 % (nur P2)	mit $c_{\text{KH}_{\text{CSB}_S}}$
CSB_EH_TP	0 mg O ₂ /l	65 (P1), 64 (P2) [%]	mit Abhängigkeit von Trockenperiode

Die graphische Ergebnisdarstellung ist in zwei Formen unterteilt. Einerseits werden die gemessenen und simulierten Konzentrationswirkungsgrade (cWG) für CSB_hom gegenübergestellt, andererseits sind die berechneten Frachtabweichungen im Ablauf in Relation zur Zulauf-fracht abgebildet.

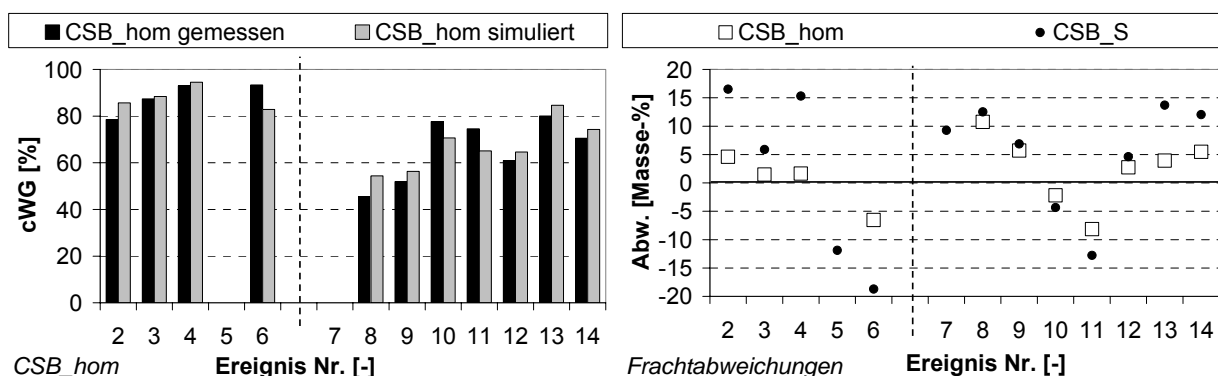


Abbildung 7-23: Langzeitsimulation Variante CSB_EH

Die Ergebnisse der Basisvariante CSB_EH (Abbildung 7-23) belegen eine weitgehende Übereinstimmung der cWG. In der sehr sensitiven Darstellung der Frachtabweichungen zeigt sich jedoch, dass der Zielwert 0 % für kein Einzelereignis erreicht wird. Speziell die Reinigungsleistung bezüglich der CSB_S-Fraktion wird überwiegend um mehr als 5 % überschätzt. In P1

verringern sich die daraus folgenden Auswirkungen für den CSB_hom durch die überwiegend partikulären Zulaufkrachten.

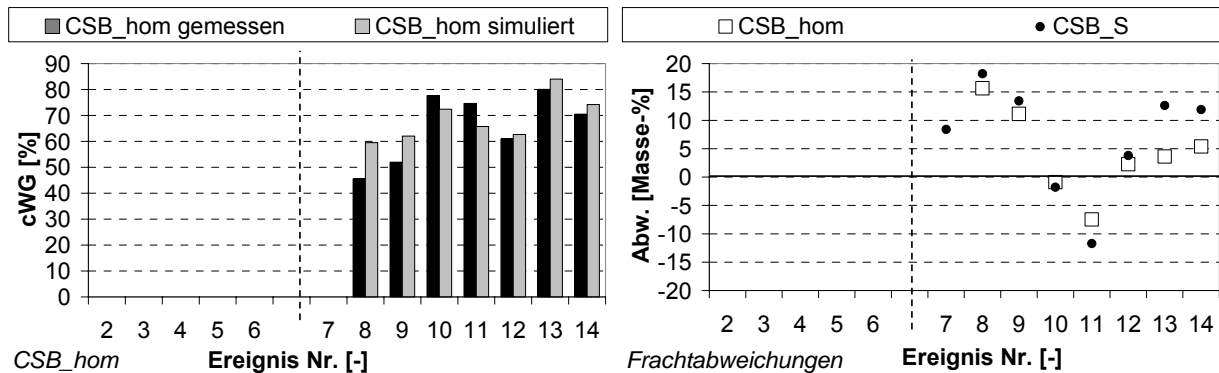


Abbildung 7-24: Langzeitsimulation Variante CSB_EH_c_kH

Die Annahme einer konstanten CSB_S-Ablaufkonzentration in Verbindung mit Wirkungsgraden für darüber hinausgehende Anteile in Variante CSB_EH_c_kH (Abbildung 7-24) erbringt keine Verbesserung des Simulationsergebnisses. Im Vergleich der Einzelereignisse zeigt eine schlechtere Nachbildung für Nr. 8 und 9, alle weiteren bleiben nahezu unverändert. Somit erscheinen die Erkenntnisse aus der Simulation der zugehörigen Säulenversuche (Abbildung 7-8) nicht auf die großtechnische Anlage übertragbar.

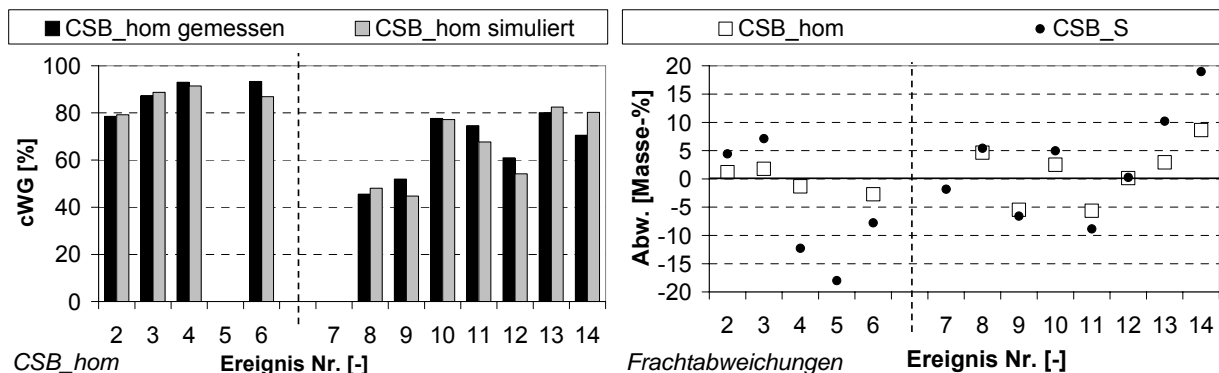


Abbildung 7-25: Langzeitsimulation Variante CSB_EH_TP

Die Berücksichtigung der jeweils vorausgehenden Trockenphasendauer auf die Leistungsfähigkeit bezüglich CSB_S in Variante CSB_EH_TP (Abbildung 7-25) bedingt die Annahme von Eingangswerten für das jeweils 1. Ereignis beider Messphasen. Anhand eines Vergleiches der CSB_S-Wirkungsgrade (Tabelle 4-6) wurde eine mehrwöchige Beschickungspause vermutet.

Die Ergebnisse weisen Verbesserungen gegenüber der Basisvariante auf. Die cWG können häufig sehr genau wiedergegeben werden. Die Frachtabweichungen reduzieren sich in der Mehrzahl. Vor allem die Verringerungen positiver Werte kann als Modelloptimierung interpretiert werden, da sie die Überschätzung der Filterleistung reduzieren. Ereignis Nr. 14 zeigt infolge der gewählten Modellvorstellung ein erwartet abweichendes Verhalten. Über P1 und P2 hinweg konnte die Frachtbilanz von einer Abweichung von 6,7 % (in Bezug auf den summier-

ten Frachteintrag Ereignis Nr. 2 bis 14) in der Basisvariante auf nun 2,2 % verbessert werden. Die Eignung der Eingangswerte in Tabelle 7-14 – basierend auf der Modellvorstellung in Abbildung 4-40 – wird somit bestätigt.

7.2.3 Stickstofffraktionen

Der RBF EH zeigt im Vergleich zum RBF OE eine Reihe von stofflichen Filterüberlastungen. In der Beurteilung der vereinigten Datengrundlage (Kap. 4.3.3) wurde erkannt, dass sich die Beschickungen in EH vor allem zur Modellkalibrierung eignen, während eine langzeitliche Betrachtung eher für OE sinnvoll ist.

Anhand der Bewertung von Einzelereignissen in Kap. 4.2.3.3 wurden Ganglinien zur Kalibrierung ausgewählt. Die Beschickungen Nr. 9, 10, 12 und 14 wurden aufgrund ihrer durchgehenden Beprobung und des ständigen Filtereinstaus als geeignete Datengrundlage herausgestellt. Als repräsentativer Referenzversuch für den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt in RBF zeigt sich Nr. 10 aufgrund des Konzentrationsbereiches im Zulauf, zudem liegt ein vollständiger Durchbruch vor.

Tabelle 7-16: Konstante Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ Kalibrierungen EH

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
Op_S	Operator Sorption (0 = aus, 1 = an)	[-]	1
R_F	Trockenrohddichte des Filtermaterials	[t TS/m ³]	1,6
k	stoffspezifischer Sorptionskoeffizient	[m ³ /t TS]	0,5
Op_DL	Operator Abbau gelöst (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)	[-]	2
Op_DS	Operator Abbau sorbiert (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)	[-]	2
d_N	Umsatzrate	[1/h]	0,05

In Tabelle 7-16 sind diejenigen Parameter des Stickstoffmodells in RSF_Sim angegeben, welche über alle Kalibrierungen von Einzelereignissen hinweg unverändert blieben. Aufgrund der nicht betrachteten Nitrifikation sind die Operatoren und die Rate des Umsatzes von untergeordneter Bedeutung. Die Anpassung der simulierten Ablaufganglinien an die Messwerte erfolgte durch Variation der Parameter C1, A1 und A2 (vgl. Abbildung A 30).

Tabelle 7-17: Variable Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ Kalibrierungen EH

Param.	Kurzbeschreibung	Einheit	Nr. 9	Nr. 10	Nr. 12	Nr. 14	(Säulen)
C1	Grenzwert $c_{\text{gelöst}}$ 1. Teilabschnitt	[g/m ³]	0,07	0,06	0,06	0,05	(0,2)
A1	Steigung 1. Teilabschnitt	[-]	70	100	70	80	(95)
A2	Steigung 2. Teilabschnitt	[-]	1,5	0,8	2	0,8	(0,2)

Die Gegenüberstellung der verwendeten Werte des Eingangsparameters C1 belegt zunächst eine Abweichung zu den Säulenversuchen (Tabelle 7-17). Infolgedessen ist die Sorptionsleistung in der großtechnischen Anlage entsprechend den Bilanzierungen schwächer wieder-

gegeben. Die Anpassung des Ganglinienverlaufes erfolgte für die Säulenversuche vornehmlich auf den Beginn des Durchbruches (Kap. 7.1.4). Aufgrund des unbekannten Ursprunges der Konzentrationsspitzen zu Ablaufbeginn in EH (Kap. 4.2.3.3) wurde hier der Verlauf des Konzentrationsanstieges im weiteren Verlauf nachgebildet (Abbildung 7-26).

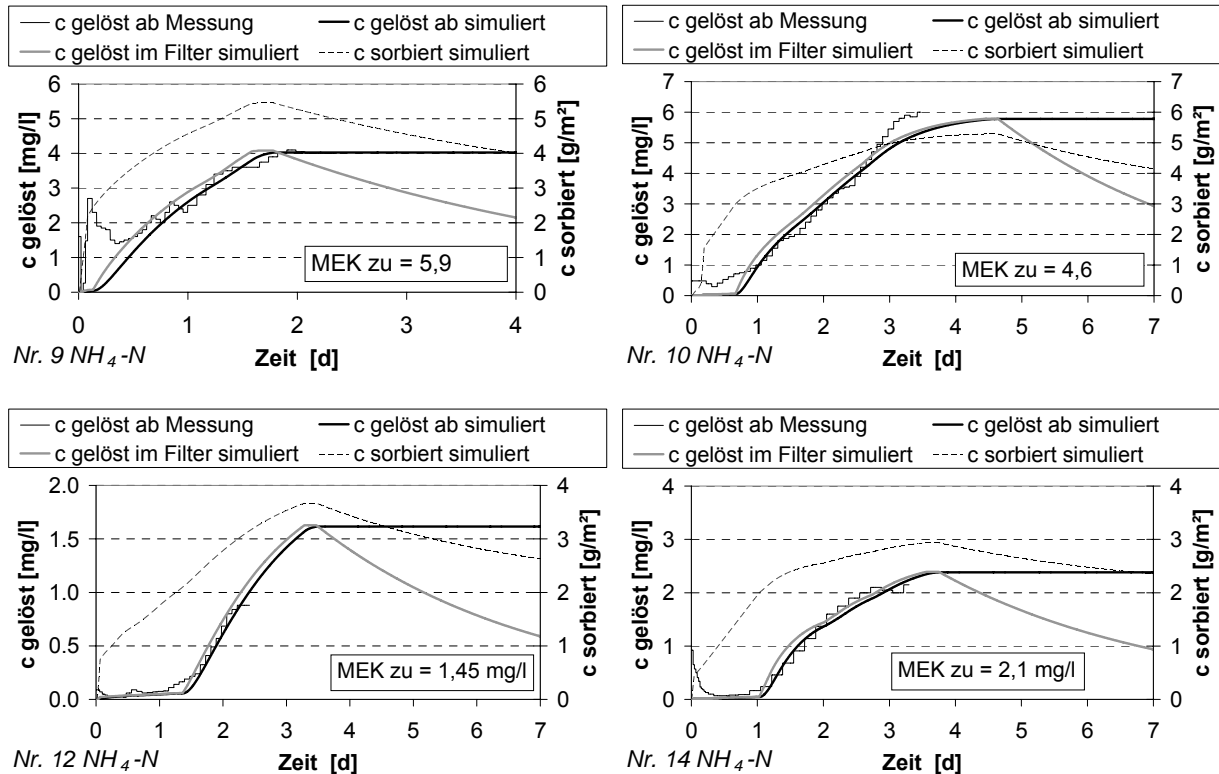


Abbildung 7-26: Kalibrierung $\text{NH}_4\text{-N}$ Einzelereignisse Nr. 9, 10, 12 und 14 EH

Der Ganglinienverlauf im Bereich des fortschreitenden Durchbruches konnte für alle Ereignisse weitgehend angepasst werden. Abweichungen entstehen im Bereich des Ablaufbeginns infolge der gemessenen Konzentrationsspitzen. Bei Beschickung Nr. 9 deckt sich auch das Ablaufende mit der Datengrundlage, bei Nr. 14 und vor allem Nr. 12 fehlen Messwerte kurz vor Drainageende. Ereignis Nr. 10 erreicht in der Simulation den vollständigen Durchbruch unterhalb des analysierten Maximalwertes, was auf die Berechnung der Durchmischung in der Prozessschicht zurückgeführt werden kann (vgl. Kap. 7.1.2).

Aus dem nun vorhandenen Datenpool der Kalibrierung von Einzelereignissen bleibt festzulegen, welche Eingabewerte für eine langzeitliche Betrachtung zu verwenden sind. Dazu wurden die Kalibrierwerte aller gewählten Beschickungen (Tabelle 7-17) im Kreuzvergleich zur Validierung verwendet. In Ergänzung dazu wurden Eingabemittelwerte gebildet („mittel“ $\Rightarrow C1 = 0,06 \text{ g/m}^3$, $A1 = 80$, $A2 = 1,3$), um eine mögliche Vereinigung der getrennten Anpassungen zu überprüfen. Tabelle 7-18 zeigt als Resultate die berechneten Frachtrückhalte. Um den entstehenden Fehler zu interpretieren, wurden Differenzen aus validiertem und kalibriertem Frachtrückhalt [g] gebildet und in Relation zur simulierten infiltrierten Fracht [g] gesetzt.

Tabelle 7-18: Kreuzvergleiche Kalibrierung NH₄-N Einzelereignisse EH

Ereignis Nr. [-]	9	10	12	14	
	9	7,2	8,7	4,9	5,2
„Frachtrückhalt [g/m²] bei	10	6,5	7,1	4,9	5,1
Annahme Kalibrierwerte	12	7,6	9,6	4,8	5,2
Ereignis Nr.:“	14	5,4	5,8	3,7	3,9
	mittel	6,8	7,9	4,6	4,9
	9	--	-6,5	-0,5	-15,1
„Abweichung [% infiltrierte	10	5,8	--	-1,5	-14,4
Fracht] bei Annahme	12	-2,9	-10,5	--	-15,5
Kalibrierwerte Ereignis Nr.:“	14	15,7	5,4	15,1	--
	mittel	3,4	3,1	2,9	3,1

Der Kreuzvergleich zeigt, dass infolge abweichender Eingabewerte Unterschiede der flächenbezogenen Frachtrückhalte von bis zu 2,5 g/m² entstehen können. Bei Verwendung der Mittelwerte betragen diese zwischen 0,3 und 0,8 g/m². Die Vereinigung des Datenpools wird somit als geeignete verallgemeinerte Annahme erkannt, während keine Kombination von Eingabewerten aus den Kalibrierungen von Einzelereignissen eine weitgehende Näherung für alle Beschickungen erbringt.

Die Betrachtung der Abweichungen in Bezug auf die simulierte infiltrierte Fracht bei Annahme von kalibrierten bzw. validierten Werten belegt Unterschiede von +/- 16 % im Maximum. Die Verwendung der Mittelwerte liefert für alle Ereignisse einen geringen Fehler von lediglich 3 %. Dies bestätigt die erkannte Eignung.

7.2.4 Zusammenfassung Simulationsergebnisse RBF Ensheim

Bei der Nachbildung des RBF EH mit RSF_Sim mussten zahlreiche vereinfachende Annahmen getroffen werden. Schon die Wiedergabe des Wasserhaushaltes unterlag aufgrund einer variierenden Drosselabflussspende Unsicherheiten. Durch Überprüfung der Simulationsergebnisse hinsichtlich der Wasserstände im Retentionsraum und den Volumina der Filterentlastung wurde jedoch eine hinreichende Genauigkeit belegt.

Die Simulation der Reinigungsprozesse bezüglich CSB ergab schon in der Basisvariante eine hohe Übereinstimmung mit den Messdaten. Die im Vorfeld durchgeführte Suche nach Eingangsparametern für das CSB_S-Modell war somit zielführend. Eine nochmalige Verbesserung der Simulationsergebnisse gelang durch die Berücksichtigung der Filterleistung in Abhängigkeit der vorhergehenden Trockenphasendauer. Keine Verbesserung erbrachte hingegen die Annahme einer anteiligen konstanten Hintergrundkonzentration.

Die Wiedergabe der Prozessvorstellungen hinsichtlich der anorganischen Stickstofffraktionen zeigt sich komplexer als der CSB-Rückhalt. Das zweistufig lineare Sorptionsmodell ist zur Nachbildung ausgewählter Hochlastereignisse mit Filterüberlastung geeignet. Mit Hilfe einer

Mittelung der einzeln kalibrierten Eingangsdaten wurde ein einheitlicher, anlagenspezifischer Datensatz gefunden.

7.3 Simulationen RBF Oberelsungen

Die Simulationen des RBF OE wurden mit RSF_Sim durchgeführt. Die breite Streuung von Messungen eröffnete in der Auswertung vielfältige Möglichkeiten zur Gewinnung von Eingangsdaten. Aufgrund der erkannten Gemeinsamkeiten der beiden großtechnischen Anlagen (Kap. 4.3) werden zudem Beschreibungen von Überlastungszuständen von EH nach OE übertragen.

7.3.1 Hydraulik

Die über alle Simulationsdurchgänge konstanten Größen des hydraulischen Modells sind in Tabelle 7-19 zusammengefasst. Entsprechend der baulichen Ausführung wurde für den RBF OE der Überlauf als nachgeschaltet berechnet.

Tabelle 7-19: Hydraulische Eingangsparameter RBF OE

Parameter	Kurzbeschreibung	Einheit	Wert
Zi	einheitliches Zeitintervall eines Berechnungsschrittes	[min]	5 ^{a)}
A_F	Filterfläche	[m ²]	1275 ^{b)}
h_RR	Höhe Retentionsraum	[m]	1,16
h_P	Höhe Prozessschicht	[m]	0,66 ^{b)}
h_D	Höhe Dränschicht	[m]	0,3 ^{b)}
Kf	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	[m/s]	$5 \cdot 10^{-4}$ ^{a)}
Qs_P	betrieblicher Sättigungswassergehalt Prozessschicht	[%]	29,8 ^{b)}
Qr_P	Restwassergehalt Prozessschicht	[%]	5 ^{a)}
Q_D	reduzierter verfügbarer Porenraum Dränung	[%]	35 ^{a)}
q_Dr,RBF	Drosselablaufspende	[l/(s*m ²)]	0,01 / 0,02 ^{b)}
Q_RR_ts	Wassergehalt Retentionsraum Start	[%]	0 ^{a)}
Q_P_ts	Wassergehalt Prozessschicht Start	[%]	5 ^{a)}

Quellen: a) Wert frei gewählt b) Frechen et al. (2008)

Die Höhe des Retentionsraumes (h_RR) dient in RSF_Sim der Beschreibung des Retentionsvolumens (Gleichung A 2). Um die Böschungsräume zu erfassen, wurde der angegebene Wert als Quotient aus Retentionsraum und Filteroberfläche (nach Bestandsaufnahme, vgl. Tabelle 3-4) ermittelt. Die beiden Werte der DrosselEinstellungen wurden für die unterschiedenen Messphasen verwendet.

Da für den RBF OE weder Ablaufganglinien noch Wasserstandsmessungen vorliegen (und keine Überläufe auftraten), können keine hydraulischen Kalibrierungen vorgenommen werden. Als einziger Anhaltspunkt zeigt sich ein mündlicher Bericht durch die Projektbearbeiter, nach

dem der Retentionsraum mehrfach fast vollständig gefüllt war. Mit den gewählten Eingabewerten konnte dieses Verhalten nachgebildet werden. Bei Annahme von h_{RR} entsprechend dem Messwert 1 m traten hingegen bei 3 Ereignissen hydraulische Überlastungen auf.

7.3.2 CSB

Am RBF OE wurden 49 Ereignisse auf den Parameter CSB untersucht, davon nur ein Teil mit fraktionierten Messungen im Zu- und Ablauf (Abbildung 4-4). Aus den 8 vorliegenden Ganglinien mit Bestimmungen an beiden Beobachtungspunkten gleichzeitig (Abbildung 4-9 sowie Abbildung A 3 bis Abbildung A 6), konnte keine als repräsentativ und hoch aufgelöst herausgestellt werden. Für das in Kap. 4.1.3.2 gegebene Beispiel erscheint es vorhersagbar, dass eine konstante CSB_S-Ablaufkonzentration in Verbindung mit einem nahezu vollständigen CSB_X-Rückhalt ein gutes Simulationsergebnis liefert, welches aber auf andere Ereignisse nicht übertragbar sein wird. Somit fehlt ein geeignetes Kalibrierereignis. Der Vergleich des RBF OE mit dem RBF EH - vor allem zu P1 - erbrachte jedoch weitgehende Übereinstimmungen (4.3.2), sodass eine langfristige Nachbildung ein solches nicht erfordert.

7.3.2.1 Ermittlung von Eingangsgrößen der Langzeitsimulation

Die Simulationsstudie beginnt mit der Ermittlung von Eingabewerten (ähnlich Kap. 7.2.2.2) in Bezug auf die 9 Ereignisse mit CSB_S-Bestimmungen im Zu- und Ablauf (8 Ganglinien + Ereignis 54 Gesamtmischprobe). Es liegen für weitere Ereignisse fraktionierte Zulaufmessungen vor, die unter der Annahme eines vollständigen CSB_X-Rückhaltes verwendet werden könnten. Da der RBF OE aber - im Gegensatz zu EH - nennenswerte CSB_X-Anteile auch im Ablauf zeigt, konnten diese nicht verwendet werden. Für die langzeitliche Simulationsstudie sind Eingabewerte für CSB_X und CSB_S zu ermitteln.

CSB_X

Die fraktionierten MEK im Ablauf des RBF OE (Abbildung 4-7) weisen eine weitgehende, aber nicht vollständige Filtration partikulärer Anteile auf. Daraus kann geschlossen werden, dass bei Anwendung des CSB_X-Modells in RSF_Sim (Kap. A2.6.2) durch Annahme einer konstanten Ablaufkonzentration ($c_{k_out_CSB_X}$) anstelle eines vollständigen Rückhaltes ein verbessertes Simulationsergebnis zu erzielen ist. Dazu ist der Eingabewert zu ermitteln.

Aus den Abläufen aller Ereignisse wurden die auf CSB_hom und CSB_S bestimmten Proben ausgesucht. In Abbildung 7-27 sind die Differenzen beider Messwerte ohne Gewichtung des zugehörigen Volumens über die CSB_hom-Konzentration aufgetragen. Zusätzlich werden die gelösten Anteile am Gesamtwert verglichen.

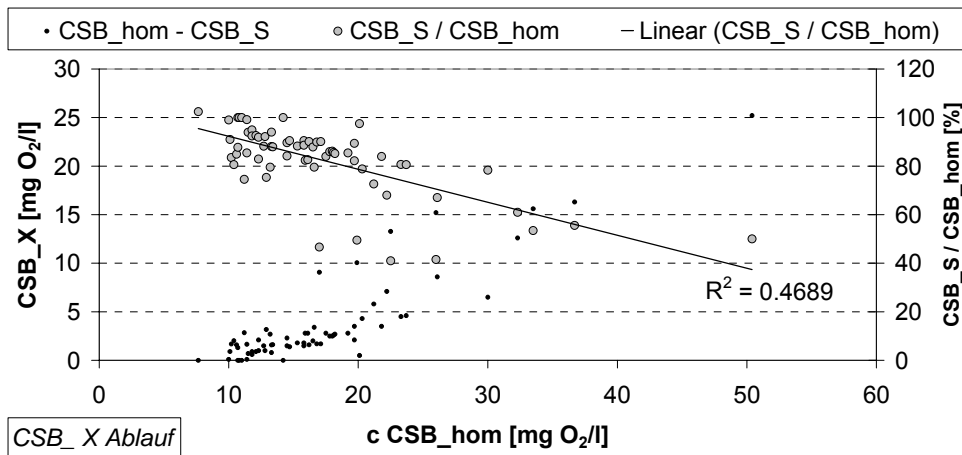


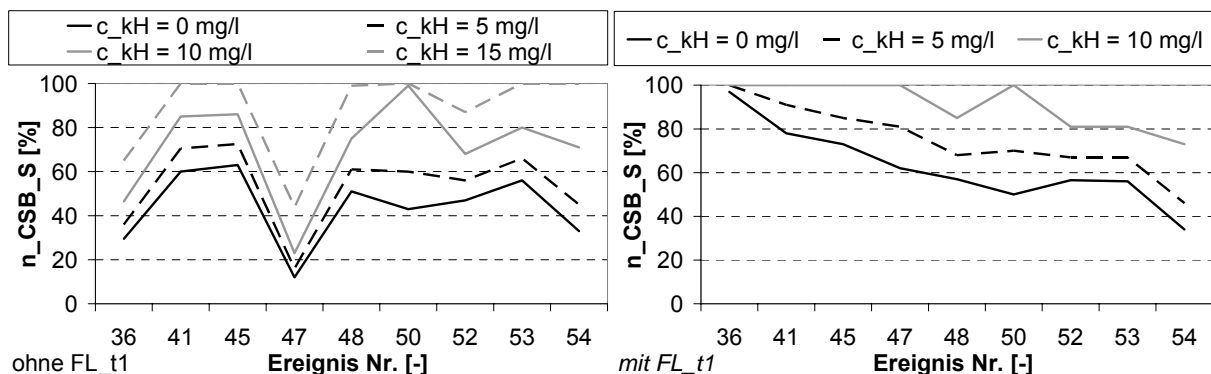
Abbildung 7-27: CSB-Fraktionierung Einzelproben Ablauf OE

Die Verteilung der CSB_X-Einzelbestimmungen zeigt eine Häufung der Datenpunkte im Bereich von 10 bis 20 mg O₂/l CSB_hom. Die partikulären Konzentrationen liegen dabei im Bereich von 0 bis 4 mg O₂/l. Nur in Ausnahmefällen können höhere Werte festgestellt werden. Der Median der Datenauswahl liegt bei 2 mg O₂/l, er liefert den Eingabewert für die konstante Hintergrundkonzentration ($c_{k_out_CSB_X}$).

Die Betrachtung des gelösten Anteiles an der Ablaufkonzentration belegt eine Reduzierung mit wachsender Bezugsgröße. Der Median von 86 % zeigt, dass die CSB_X Ablaufkonzentrationen zwar gering sind, jedoch nicht vernachlässigt werden sollten.

CSB_S

Das Vorgehen zur Ermittlung von geeigneten Wertepaaren aus konstanter Hintergrundkonzentration ($c_{kH_CSB_S}$ [g/m³], kurz c_{kH}) und Wirkungsgrad ($n_{CSB_S_t1}$ [%]) wurde bereits für den RBF EH erläutert und umgesetzt (Kap. 7.2.2.2). Dazu gehört auch die Berücksichtigung der Filterleistung in Abhängigkeit zur vorhergehenden Trockenphasendauer über den Korrekturfaktor FL_{t1} [%].

Abbildung 7-28: Ermittlung von $c_{kH_CSB_S}$ und n_{CSB_S} ohne und mit FL_{t1} zur Langzeitsimulation OE

Die in Abbildung 7-28 (links) dargestellten Ergebnisse für OE zeigen eine relativ hohe Übereinstimmung bei Annahme eines reinen Wirkungsgrades (arithmetisches Mittel 44 %). Ereignis 47 weicht dabei stark ab. Eine verbesserte Annäherung wird durch Berücksichtigung einer Hintergrundkonzentration nicht erzielt (Mittel 54 % für $c_{\text{KH}} = 5 \text{ mg/l}$).

Einen gänzlich anderen Zusammenhang liefert die Berücksichtigung des Korrekturfaktors FL_{t1} (Abbildung 7-28, rechts). Die betrachteten Einzelereignisse nähern sich weitgehend an, jedoch verstärkt sich die Abweichung zwischen Minimal- und Maximalwert. Schon bei geringen c_{KH} wird eine Kalibrierung durch Erreichen von $n_{\text{CSB_S}} = 100 \%$ unmöglich (Mittel 63 % für $c_{\text{KH}} = 0 \text{ mg O}_2/\text{l}$).

Als geeigneter Zeitraum für eine langzeitliche Betrachtung wurde Ereignis 43 bis 56 ausgemacht, da einerseits eine repräsentative Verteilung der auftretenden Stapelhöhen vorliegt (vgl. Abbildung 4-1) und andererseits die weitgehend fraktioniert vorliegenden Messungen (vgl. Abbildung 4-4) ohne Datenlücke eines fehlenden Ereignisses aufeinander folgen. Um die Ereigniskette nicht zu unterbrechen, müssen die Datenlücken der fehlenden CSB_S Bestimmungen im Zulauf der Ereignisse 49 und 51 geschlossen werden. Daher ist eine Fraktionierung zu schätzen.

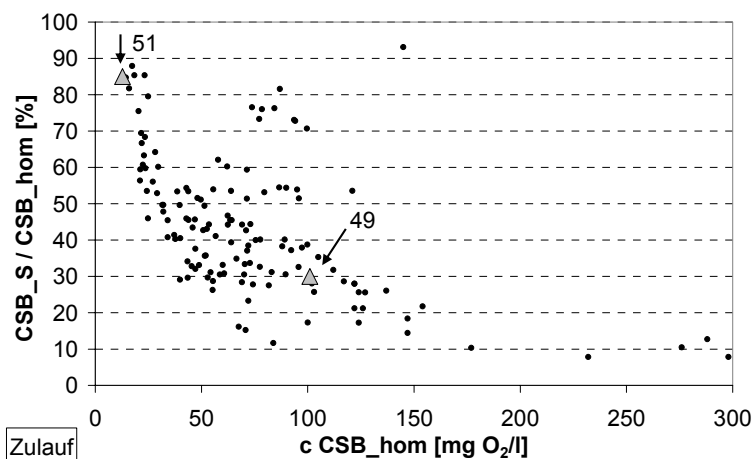


Abbildung 7-29: CSB_S -Anteile am CSB_hom Zulauf OE

Aus den Zulaufen aller Ereignisse wurden die auf CSB_hom und CSB_S bestimmten Proben ausgesucht. Die Gegenüberstellung der gelösten Anteile und der Gesamtkonzentration (Abbildung 7-29) weist tendenziell eine stetige Verringerung mit wachsender Bezugsgröße auf. Gleichzeitig liegen im Bereich von 40 bis 100 $\text{mg O}_2/\text{l}$ nicht nur die meisten Datenpunkte vor, sondern auch deren größten Varianzen. Die Ursache liegt in typischen Spülstößen zu Ereignisbeginn, bei denen besonders hohe partikuläre Frachten eingetragen werden.

Die Ereignisse 49 und 51 weisen im Zulauf eine MEK von 101 bzw. 12,8 $\text{mg O}_2/\text{l}$ CSB_hom auf. Während aus der Datengrundlage für Ereignis 51 ein gelöster Anteil von rund 85 % abgeleitet werden kann, scheint die Schätzung für Ereignis 49 mit 30 % unsicherer. Unterschiede im zeitabhängigen Verlauf während der Beschickung können nicht festgelegt werden. Bei der

dargelegten Einschätzung sollte berücksichtigt werden, dass die genannten Ereignisse nicht in die Ergebnisbilanzierung der Simulation eingehen. Das Vorgehen dient lediglich der Überbrückung einer Datenlücke, um den Ausgangszustand für das Folgeereignis hinreichend genau nachzubilden.

7.3.2.2 Langzeitsimulation

Aus der Suche nach geeigneten Eingangswerten für die Modellteile hinsichtlich CSB_X und CSB_S konnten Varianten der langzeitlichen Simulation abgeleitet werden (Tabelle 7-20). Diese entsprechen in ihrer Ausrichtung denen der Nachbildung des RBF EH.

Tabelle 7-20: Varianten Langzeitsimulation CSB_S OE

Variante	c_kH CSB_S	n CSB_S	Beschreibung
CSB_OE	0 mg O ₂ /l	44 %	nur n_CSB_S
CSB_OE_c_kH	5 mg O ₂ /l	54 %	mit c_kH_CSB_S
CSB_OE_TP1	0 mg O ₂ /l	63 %	mit Abhängigkeit von Trockenperiode
CSB_OE_TP2	0 mg O ₂ /l	50 %	Nachkalibrierung CSB_OE_TP1

(alle Varianten mit c_k_out_CSB_X = 2 mg O₂/l)

Die betrachteten Einzelereignisse weisen im Gegensatz zur Simulationsstudie des RBF EH eine hohe Varianz der hydraulischen wie stofflichen Belastung auf. Ein weiterer Unterschied besteht darin, dass in der langzeitlichen Betrachtung nicht nur die zur Ermittlung von Eingangsdaten verwendeten Beschickungen nachgebildet werden. Die Anforderungen an die Modellansätze sind somit gesteigert.

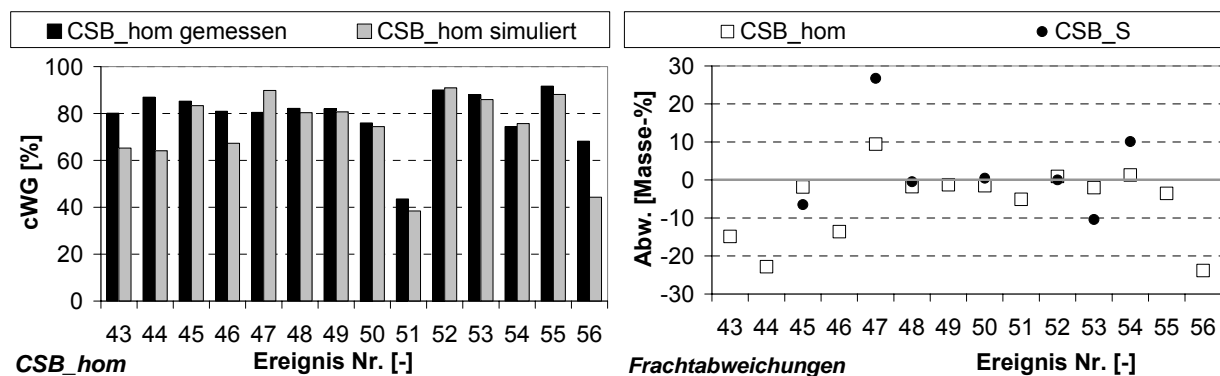


Abbildung 7-30: Langzeitsimulation Variante CSB_OE

Die Anwendung der Basisvariante auf den gewählten Datenbereich zeigt eine hohe Qualität der Modellannahmen (Abbildung 7-30). Vor allem in den Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Austrägen in Relation zur eingebrachten Fracht sind bei vielen Ereignissen Übereinstimmungen erkennbar. Dies betrifft sowohl CSB_hom als auch CSB_S. Eine

deutliche Überschätzung der Filterleistung tritt nur bei Ereignis 47 auf, wobei hier eine ausgehende vorausgegangene Trockenperiode als ursächlich angesehen wird.

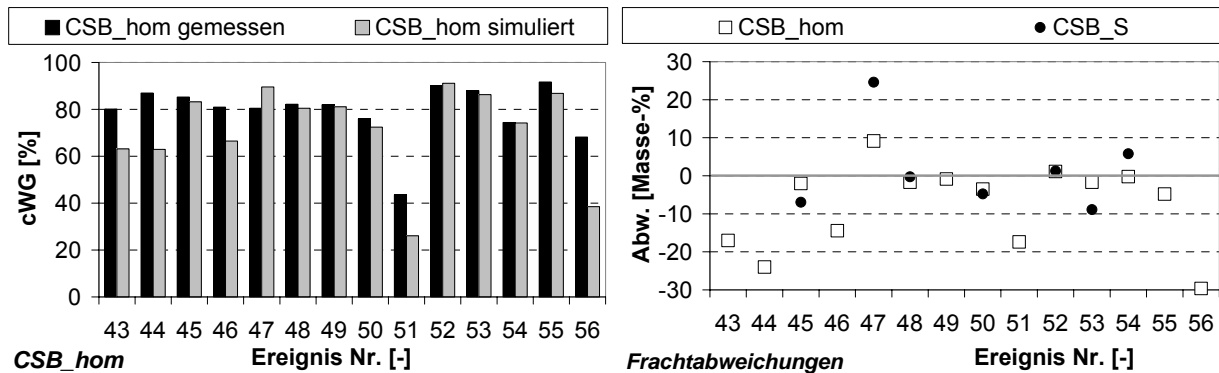


Abbildung 7-31: Langzeitsimulation Variante CSB_OE_c_kH

Im Vergleich zur Basisvariante erbringt die Berücksichtigung einer konstanten Hintergrundkonzentration keine Verbesserungen (Abbildung 7-31). Die Simulationsergebnisse zeigen sich nahezu unverändert. Bei Berücksichtigung der Abhängigkeit zur Trockenphasendauer ergeben sich indes Abweichungen (Abbildung 7-32).

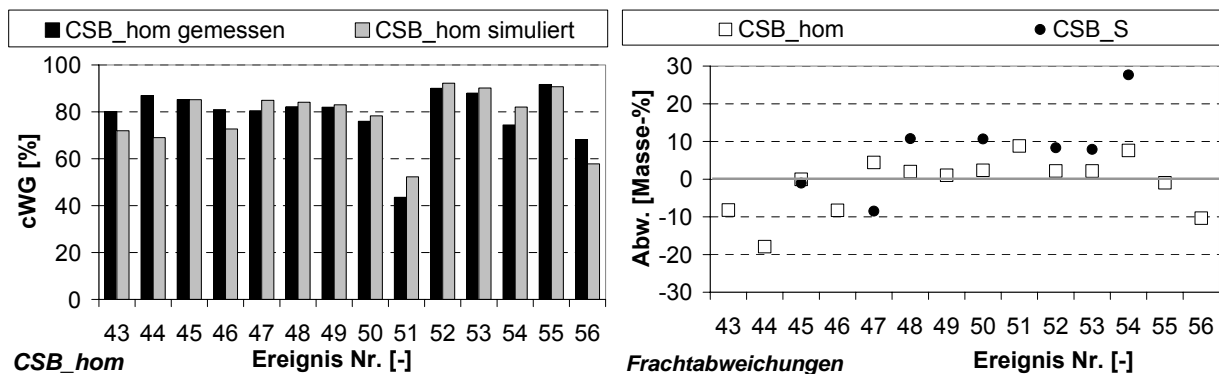


Abbildung 7-32: Langzeitsimulation Variante CSB_OE_TP1

Anhand der Gegenüberstellung der gemessenen und simulierten CSB_hom-Wirkungsgrade ist erkennbar, dass auch mit der Variante CSB_OE_TP1 eine weitgehende Übereinstimmung erzielt wird. Die sensitive Darstellungsform der Abweichungen erlaubt eine genaue Differenzierung der Einzelereignisse. Darin zeigt sich für CSB_hom eine gute Annäherung, wobei das Extrem der Leistungsunterschätzung verringert wurde. Die Anpassung des CSB_S erweist sich für die Ereignisse 48 bis 53 als systematisch fehlerhaft. Ereignis 54 stellt hingegen einen Sonderfall dar. Aus den Aufzeichnungen der Beprobungen ergibt sich eine Trockenperiode von 0,2 d, die Simulationsrechnungen weisen 0,9 d auf. Da in diesem Bereich der Modellannahme eine starke Änderung der Leistungsfähigkeit FL_{t1} angenommen wird, sind die Auswirkungen erheblich. Infolge der erkannten Zusammenhänge wurde die Variante CSB_OE_TP1 mit veränderten Eingangswerten erneut durchlaufen: Der Wirkungsgrad wurde

in dieser Nachkalibrierung von 63 auf 50 % abgesenkt, für Ereignis 54 wurde eine Trockenphasendauer von 0,4 d angenommen (Abbildung 7-33).

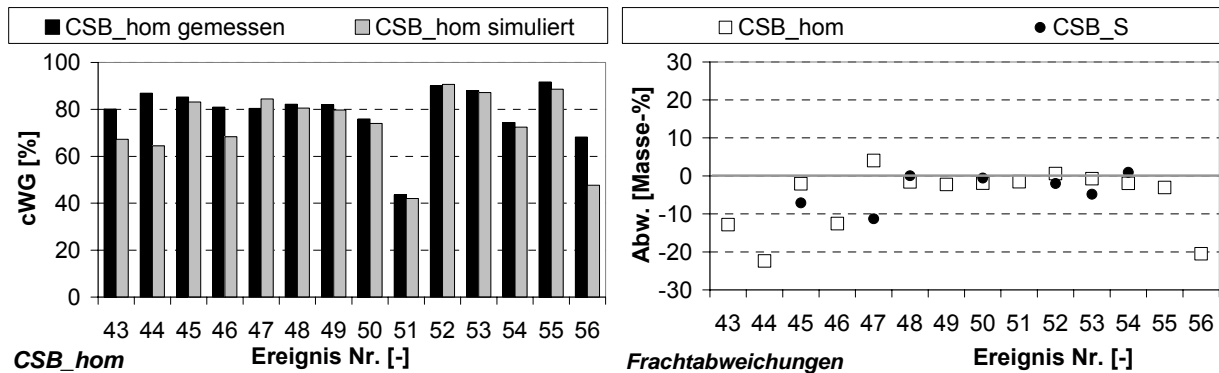


Abbildung 7-33: Langzeitsimulation Variante CSB_OE_TP2

Durch die Nachkalibrierung CSB_OE_TP2 wurde das Simulationsergebnis verbessert. Sowohl für CSB_hom als auch für CSB_S entstehen in der Mehrzahl der Ereignisse kaum Abweichungen. Für die ausgeprägten Unterschätzungen der Filterleistungen während der Beschickungen 43, 44, 46 und 56 liefert die Modellannahme selbst eine Begründung: Die zugehörigen Trockenphasendauern liegen mit 3,0 / 4,6 / 3,4 und 2,1 [d] genau in einem Bereich, zu dem es nicht genügend Referenzen gibt (vgl. Abbildung 4-40). Vermutlich wird die relative Filterleistung hier zu gering bewertet. Dennoch kann festgestellt werden, dass die Berücksichtigung der Trockenphasendauer als Einflussfaktor zur Modelloptimierung beiträgt.

7.3.3 Stickstofffraktionen

Die Simulation der Prozesse bezüglich der Stickstofffraktionen beruht auf den in Kap. 4.1.4 erkannten anlagenspezifischen Bilanzierungen. Andererseits wird aufgrund fehlender Referenzdaten von Überlastungszuständen auf Kalibrierungsdaten des RBF EH zurückgegriffen. Wegen der langfristigen Messreihe ab Inbetriebnahme (ohne Filterüberläufe und nur seltene Einflüsse durch Denitrifikation) wurde die Datengrundlage OE hingegen als besonders geeignet zur langzeitlichen Nachbildung erkannt. Die Betrachtung der Simulationsergebnisse einzelner Ereignisse erfolgt daher stets im Zusammenhang mit Berücksichtigung des Ausgangszustandes – mit Ausnahme der vorangestellten Kalibrierung.

7.3.3.1 Validierung/Kalibrierung Einzelereignisse

Im Vergleich der RBF-Anlagen OE und EH wurden weitgehende Übereinstimmungen erkannt (Kap. 4.3.3). Daher war im 1. Anwendungsschritt zu überprüfen, ob die aus mehreren Einzelereignissen gewonnenen Kalibrierungsdaten von EH (Kap. 7.2.3, Tabelle 7-18 „mittel“) auf OE übertragbar sind. In Kap. 4.1.4.2 wurden 2 Einzelereignisse herausgestellt, welche mit Einschränkungen zu einer Validierung geeignet sind.

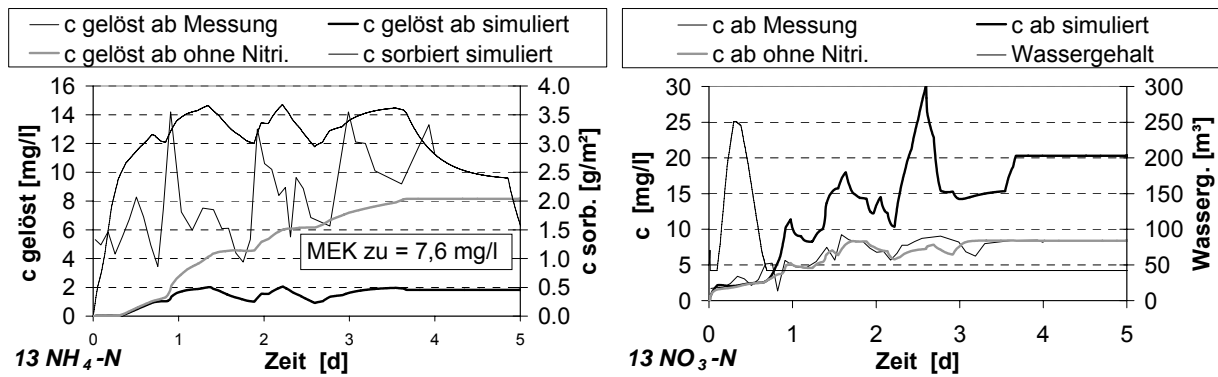


Abbildung 7-34: Validierung Eingangsdaten $\text{NH}_4\text{-N}$ EH an Einzelereignis 13 OE

Bezüglich des Ereignisses 13 wurde bereits bei der Interpretation der Messdaten eine Unterbrechung des Filtereinstaus vermutet. Die dynamische Simulation zeigt, dass lediglich nach ca. 0,4 d ein kurzfristiger betrieblicher Sättigungszustand entsteht (251 m³, Abbildung 7-34, rechts). Bereits nach 0,7 d ist die Prozessschicht drainiert (42 m³), der Zulauf ist im weiteren Verlauf kleiner als der Drosselablauf. In der Simulationsrechnung wird dadurch eine ständige Nitrifikation bedingt, weil der Beginn der Trockenphase angenommen wird. Infolgedessen stellt sich ein Fließgleichgewicht zwischen eingetragenen, sorbierten, nitrifizierten und ausgehenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten ein (Abbildung 7-34, links), der simulierte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag liegt weit über den Messwerten.

Um den Effekt der Nitrifikation aus der Betrachtung zu lösen, wurde die Oxidation in der Trockenphase ausgeschaltet. Die Ergebnisse (Abbildung 7-34 „c ab ohne Nitri.“) belegen eine verbesserte Annäherung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Durchbruches und eine hohe Deckung mit dem $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag. Daraus kann geschlossen werden, dass der Austrag durch aktuelle Nitrifikationsprozesse kaum beeinflusst wird. Dies wiederum lässt eine ungleichmäßige Belastung der Filterfläche vermuten, wobei der zulaufnahe Bereich in seiner Rückhalteleistung erschöpft wird.

Mit dem gegebenen Modellvorschlag ist eine verbesserte Nachbildung von Ereignis 13 nicht zu erzielen. Dazu fehlt eine vertikale Diskretisierung der Prozessschicht. Mit den in Bezug auf den RBF EH ermittelten Eingangsdaten wurde auch Ereignis 46 OE nachgebildet, welches eine längere Einstauzeit aufweist.

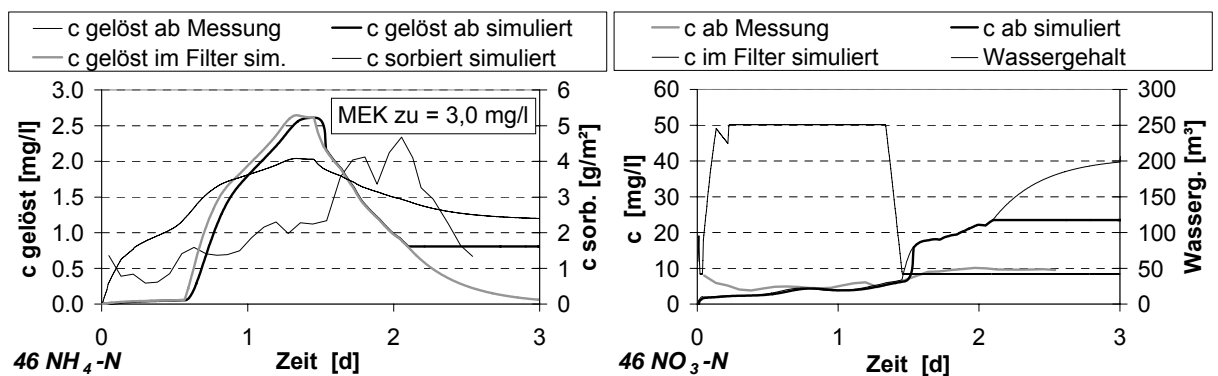


Abbildung 7-35: Validierung Eingangsdaten $\text{NH}_4\text{-N}$ EH an Einzelereignis 46 OE

Die Ganglinie des Wasservolumens in der Prozessschicht (Abbildung 7-35, rechts) weist auf eine betriebliche Sättigung bis zu ca. 1,5 d nach Beschickungsbeginn hin. Es schließt sich ein weiterer Zulauf mit sehr geringer Intensität ähnlich Ereignis 13 an. Infolgedessen beginnt die Nitrifikation und die bis dahin den Messwerten folgende $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufganglinie weicht ab.

Die simuliert $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufganglinie (Abbildung 7-35, links) beschreibt einen verspäteten Durchbruchbeginn und einen zu schnellen Konzentrationsanstieg im weiteren Verlauf. Auch hier wirkt sich die Drainage der Prozessschicht aus, da die Nitrifikation die Konzentrationen verfrüht absinken lässt. Die Verwendung der Eingangsdaten des RBF EH erbringt somit auch hier keine hinreichend genaue Annäherung. Die Ursache liegt jedoch nicht allein in den hydraulischen Bedingungen, sondern auch in den Parametern der zweistufig linearen Sorption. Ereignis 46 wurde daher zur Kalibrierung neuer Werte genutzt (Abbildung 7-36).

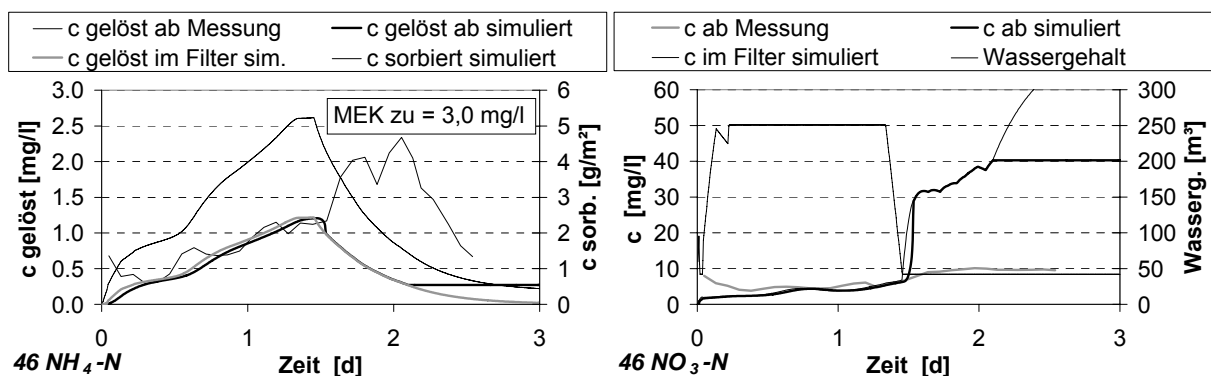


Abbildung 7-36: Kalibrierung Eingangsdaten $\text{NH}_4\text{-N}$ Einzelereignis 46 OE

Da im gezeigten Beispiel – ähnlich wie in einigen Ereignissen in EH – zu Beginn der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufganglinie ein Austrag erkennbar ist, erfolgte die Anpassung wiederum an den Verlauf des Konzentrationsanstieges. Die kalibrierten Werte ($C1 = 0,01 \text{ g/m}^3$, $A1 = 80$, $A2 = 8$) unterscheiden sich vor allem in der stark verringerten Grenzkonzentration $C1$ (vgl. Tabelle 7-17), um einen sehr frühen Durchbruch nachzubilden. Der 1. lineare Abschnitt der Sorptionsisotherme ist somit nur noch von geringer Bedeutung.

Die Versuche von Modellkalibrierungen auf die wenigen Überlastungszustände des RBF OE erbringen eine schwache Grundlage einer langzeitlichen Betrachtung. Das hydraulische Modell in RSF_Sim ist bisher nicht geeignet, um einen dauerhaften Zulauf mit geringer Intensität zu berücksichtigen. Ereignis 46 besitzt zwar weitgehend einen betrieblichen Einstau, jedoch unterscheidet sich die Beschreibung der Filterleistung von den gesicherten Ergebnissen des RBF EH. Erschwerend kommt hinzu, dass diese Beschickung einer erhöhten Drosseleinstellung unterlag, sodass die kalibrierten Werte nur bedingt als repräsentativ für die gesamte Messkampagne angesehen werden können. Zwar besitzt RSF_Sim Möglichkeiten zur Berücksichtigung der verkürzten hydraulischen Aufenthaltszeit, jedoch ist die Datenbasis für verallgemeinernde Schlussfolgerungen zu klein.

7.3.3.2 Langzeitsimulationen

Die Langzeitsimulationen der Stickstofffraktionen im RBF OE dient hauptsächlich einer erweiterten Bilanzierung. Als grundlegende Parameter sollten zunächst einerseits die aus EH validierten und andererseits die aus OE kalibrierten Eingangsdaten der Sorptionsisotherme in ihrer Auswirkung über die gesamte Messkampagne hinweg bewertet werden. In einem weiteren Anwendungsschritt sind dann ereignisspezifische Bilanzierungen der anorganischen Stickstofffraktionen möglich. Schließlich können aus der langfristigen Betrachtung die Einflüsse partikulärer, organischer Substanzen auf den Stickstoffhaushalt geschätzt werden. Je nach Anwendungsziel sollte dabei die Anzahl der betrachteten Beschickungen eingegrenzt werden. So scheint z. B. bei Ereignis 46 eine ereignisspezifische Betrachtung durch die verfrühte Nitrifikation nicht sinnvoll – in einer mittelfristigen Betrachtung ist der ereignisbezogene Ursprung des ausgetragenen $\text{NO}_3\text{-N}$ hingegen nicht relevant.

$\text{NH}_4\text{-N}$ Frachtausträge

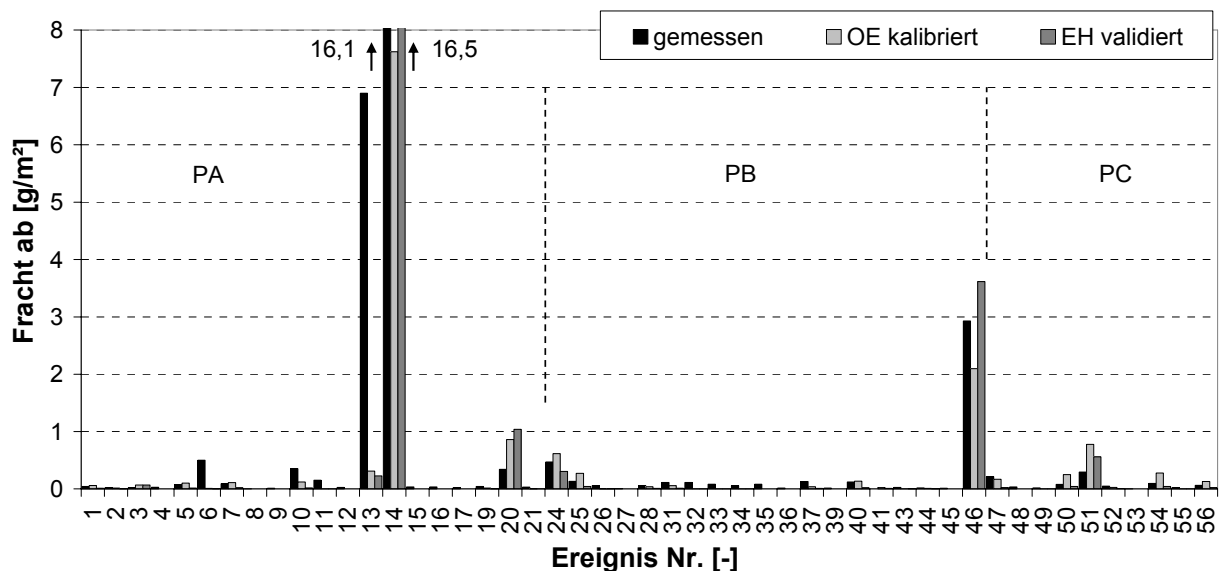


Abbildung 7-37: Frachtausträge Langzeitsimulationen $\text{NH}_4\text{-N}$ OE

Zur Nachbildung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachtausträge über gesamte Messreihe (Abbildung 7-37) wurden die Eingangsdaten EH „mittel“ (EH validiert) und die an Ereignis 46 ermittelten Werte (OE kalibriert) herangezogen. Die Nitrifikationsrate wurde jeweils auf 0,06 / h kalibriert. Die Einzelergebnisse 13, 14 und 46 werden aufgrund der bereits diskutierten Besonderheiten aus der Bewertung ausgenommen.

Neben den Extrembelastungen zeigen sich gemessene Frachtausträge $> 0,2 \text{ g/m}^2$ in den Ereignissen 6, 10, 20, 24, 47 und 51. Diese werden durch zumeist durch eine konstant erhöhte Ablaufkonzentration verursacht, Indizien eines beginnenden Durchbruches sind nicht abzuleiten. Anhand der Ergebnisse des hydraulischen Modells wurde überprüft, ob während der betreffenden Betriebsphasen ungesättigte Bedingungen auftraten. Für Ereignis 6 ist erkennbar, dass nur ein geringer Teil der Filterfläche belastet wurde. Für die verbliebenen Beschickungen liefern die Eingangsdaten „OE kalibriert“ ausgeprägte Frachtausträge, während dies

mit „EH validiert“ nur teilweise zutrifft und die Filterleistung generell eher überschätzt wird. Dies trifft häufig auch auf Frachtausträgen $< 0,2 \text{ g/m}^2$ zu. Den an Ereignis 46 OE kalibrierten Werten wird daher eine höhere Plausibilität beigemessen.

Ereignisspezifische Bilanzierung anorganischer Stickstofffraktionen

Die ereignisspezifische Bilanzierung anorganischer Stickstofffraktionen dient der Überprüfung von Zusammenhängen zwischen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückhalt und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag. Sie ist mit den gegebenen Einschränkungen von RSF_Sim nur unter speziellen Voraussetzungen möglich.

Als direkte Datengrundlage ist die Bestimmung von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ im Zu- und Ablauf notwendig. Zudem muss der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag des Folgeereignisses bekannt sein (Ausschluss Ereignis 18, 21 bis 23, 28 bis 30, 38, 39, 41, 42 und 57). Für Ereignis 1 ist der Ausgangszustand unbekannt.

Eine relativ gleichmäßige Flächenbelastung kann nur bei ausreichender hydraulischer Belastung erfolgen. Dieses Kriterium wurde in den Simulationsrechnungen anhand eines Einstaus der Prozessschicht überprüft (kein Einstau in Ereignis 3, 4, 6, 8, 9, 11, 12, 15, 16, 17, 19, 26, 27, 32 bis 36, 43, 44, 45, 48, 49, 53, 55). Das gleiche Argument kann herangezogen werden, um in einer großtechnischen Anlage mögliche vollständige Austräge zu identifizieren. Somit kann für die jeweils vorausgegangene Beaufschlagung der zugehörige $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag innerhalb der Messwerte nicht eindeutig zugeordnet werden.

Die Berechnungen mit RSF_Sim führen zu den in Beispielen gezeigten Fehlern der Nitrifikation, wenn die Prozessschicht zwischenzeitlich entleert wird. Daher sollten die Ereignisse 5, 13, 14 und 46 ausgenommen werden. Für die jeweiligen Folgeereignisse fehlt das frühzeitig ausgetragene $\text{NO}_3\text{-N}$ in der Bilanzierung.

Als letzte prägende Fehlerquelle ist die Denitrifikation zu nennen. Im Ablauf deutlich kleinere Konzentrationen als im Zulauf weisen nach ca. 20 bis 30 h Einstauzeit auf anoxische Bedingungen in den Ereignissen 20, 24, 50 und 51 hin.

Infolge der unterschiedlichen Ausschlusskriterien - vor allem die Vielzahl der Ereignisse ohne Einstau - verbleibt keine ununterbrochene Ereigniskette. Nicht einmal 2 aufeinander folgende Beschickungen können in ihren Zusammenhängen direkt erfasst werden. Anstelle der ereignisspezifischen Bilanzierung sollte daher das langzeitliche Verhalten beurteilt werden.

Langzeitliche Bilanzierung anorganischer Stickstofffraktionen

Die langzeitliche Bilanzierung unterliegt ähnlichen Schwierigkeiten wie die ereignisspezifische Betrachtung, jedoch fallen Einschränkungen durch fehlenden Ereignisbezug weg. Zudem wird die Wirkung einzelner Ausreißer gedämpft. Als Vergleichswerte wurden daher Bilanzen über alle Ereignisse aufgestellt (Tabelle 7-21).

Besonderen Einfluss auf die summierten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachtausträge besitzen die Ereignisse mit Konzentrationsdurchbrüchen (Nr. 13, 14 und 46). Sie wurden daher in einer 1. Eingrenzung aus der Betrachtung ausgenommen (Auszug 1). Der 2. Auszug schließt zusätzlich alle vermuteten Ereignisse mit Denitrifikation aus (Nr. 20, 24, 50 und 51). Durch diese Eingrenzung wird

zwar der Umfang der Datengrundlage stark reduziert, jedoch erhöht sich gleichzeitig die Sicherheit in der Bilanzierung der Messwerte deutlich. Daher wurde die Eindeutigkeit der Zusammenhänge im verringerten Datenumfang ebenso zur Ergebnisinterpretation herangezogen wie die mit mehr Unsicherheiten Gesamtbetrachtung.

Tabelle 7-21: Langzeitliche Bilanzierung anorganischer Stickstofffraktionen OE

Parameter	Einheit	alle	Auszug 1	Auszug 2
(1) Σ NH ₄ -N zu	[g/m ²]	105,8	45,5	32,6
(2) Σ NH ₄ -N ab gemessen	[g/m ²]	23,6	3,3	2,4
(3) Σ NH ₄ -N ab simuliert	[g/m ²]	11,2	3,3	1,3
(4) Σ NO ₃ -N zu	[g/m ²]	88,7	32,5	22,9
(5) Σ NO ₃ -N ab gemessen	[g/m ²]	138,9	89,6	75,4
(6) Σ NO ₃ -N ab simuliert	[g/m ²]	185,3	78,0	65,4
Bilanz gemessen (1+4-2-5)	[g/m ²]	32,0	-14,9	-22,4
Bilanz simuliert (1+4-3-6)	[g/m ²]	-2,0	-3,4	-11,2

Die langzeitliche Bilanzierung ist in Absolutwerte für NH₄-N und NO₃-N sowie in die eigentliche Bilanz unterteilt. Die Summe der eingetragenen NH₄-N-Frachten zeigt die Wirkung der Dateneingrenzung durch Ausschluss von Hochlastereignissen. Durch die fehlenden Filterüberlastungen reduzieren sich die ausgetragenen Frachten noch deutlicher. Der Vergleich von gemessenen und simulierten Summen belegt eine hinreichend genaue Nachbildung bei Auszug 1 und 2. Die eingetragenen NO₃-N-Frachten belegen ebenfalls die Wirkung der Dateneingrenzung durch Verringerung der summierten Stapelhöhe. Der Frachtaustrag wird im Verhältnis hingegen weit weniger reduziert.

In der Bilanz der gemessenen anorganischen Stickstofffraktionen ist bei Betrachtung aller Ereignisse ein signifikanter Überhang erkennbar. Das bedeutet, dass durch Denitrifikation mehr Stickstoff ein- als ausgetragen wurde. Der Vergleich zu Auszug 1 indiziert den erheblichen Einfluss während der Hochlastereignisse. Der Überhang wird in Auszug 2 noch einmal verkleinert, da die Ereignisse mit teilweise anoxischen Bedingungen ausgeschlossen wurden.

Die Bilanz der gemessenen anorganischen Stickstofffraktionen zeigt für alle Ereignisse nahezu den Zielwert 0. Lediglich das im letzten Ereignis zurückgehaltene NH₄-N stellt eine Fehlerquelle dar, weil der folgende NO₃-N-Austrag nicht bilanziert wird. Der Ausschluss der Hochlastereignisse wirkt sich kaum aus, da für diese infolge der zwischenzeitlichen Filterentleerung eine ständige Nitrifikation simuliert wurde. Erst Auszug 2 liefert einen ausgeprägten Fehler, weil während der Ereignisse mit Denitrifikation ein erheblicher NH₄-N-Frachtrückhalt stattfand und nur dessen zugehöriger NO₃-N-Austrag in die Bilanz eingeht.

Eine wesentliche Schlussfolgerung der dargestellten Bilanzierung ergibt sich für den Einfluss der CSB-Verbindungen auf den Stickstoffhaushalt. Während der gesamten Kampagne wurden rund 2800 g/m² CSB eingetragen, davon wurden ca. 2000 g/m² CSB_X filtriert (Auszug 2 ca. 1000 g/m²). Die Differenz der gemessenen und simulierten Bilanz der anorganischen Stickstofffraktionen beträgt im bereinigten Auszug 2 rund 11 g/m². Dies wird als der minimale Ein-

fluss organischer Stickstoffverbindungen in einer Größenordnung von rund 1 % des CSB_X-Filtrats interpretiert. Dieser Wert des überhängigen Frachtaustrages kann zwar aufgrund der in Auszug 2 häufig fehlenden Ereignisbezüge nur als grobe Schätzung verstanden werden, dennoch belegt er durch seine Gewichtung von rund 1/3 des eingetragenen $\text{NH}_4\text{-N}$ seine Bedeutung am Stickstoffhaushalt.

7.3.4 Zusammenfassung Simulationsergebnisse RBF OE

Die Nachbildung der hydraulischen Bedingungen im RBF OE erfolgte ohne eindeutige Messdaten zur Überprüfung. Einzige Bezugspunkte waren die fehlenden Überläufe. Dieses Kriterium konnte eingehalten werden, nachdem Böschungsräume als Retentionsraum berücksichtigt wurden.

Die Simulationsstudie bezüglich der CSB-Verbindungen erfolgte im Vorgehen entsprechend dem RBF EH und erbrachte vergleichbare Resultate. Schon die Anwendung der Basisvariante erzielt relativ genaue Nachbildungen. Diese lassen sich durch Berücksichtigung der vorhergehenden Trockenphasendauer nochmals steigern, nicht jedoch durch eine anteilige konstante Hintergrundkonzentration im Ablauf.

Der neue Modellansatz für $\text{NH}_4\text{-N}$ ist geeignet, um während der Betriebsphase die Sorption und in der Trockenphase die Nitrifikation wiederzugeben. Eine Nitrifikation schon während der Betriebsphase wurde aufgrund zahlreicher Überlagerungen von Teilprozessen nicht untersucht. Als Schwierigkeiten in der ereignisspezifischen Auswertung zeigten sich teilgesättigte Bedingungen bei einer Vielzahl von Einzelereignissen sowie die bisher nicht in die Modellbeschreibung eingebrachte Denitrifikation. Daher wurde eine langfristige Bilanzierung mit Datenauszügen vorgenommen. Diese belegt eine hohe Übereinstimmung zwischen Messwerten und Simulationen sowie einen bedeutenden Einfluss partikulärer organischer Verbindungen auf den Stickstoffhaushalt. Eine gezielte Überprüfung einzelner Einflussfaktoren ergab sich innerhalb des Datenauszugs nicht.

7.4 Beispiel der Anwendung von RSF_Sim als Optimierungswerkzeug

Ausgehend von der Nachbildung der gemessenen Ein- und Austräge können mit Hilfe der dargestellten Modellvorstellung Varianten der RBF-Dimensionierung simuliert werden. Aufgrund der nahezu vollständigen Aufzeichnung von Einzelereignissen über einen Zeitraum von 2 Jahren wird dazu die tatsächliche Belastung des RBF OE herangezogen (und gegenüber dem RBF EH bevorzugt). Dieses Vorgehen entspricht nicht einer Planungsstudie, soll jedoch einige der gewonnenen Möglichkeiten zur Optimierung aufzeigen.

Die Berechnungsvarianten zur Optimierung (Tabelle 7-22) beinhalten abweichende Zielsetzungen. Variante V0 gibt die am besten zur Nachbildung der tatsächlichen Filterbelastung geeigneten Modellvarianten (vgl. Kap. 7.3) wieder. Dabei werden (auch in der hydraulischen Filterbelastung) nur die messtechnisch erfassten Ereignisse betrachtet (vgl. Tabelle 4-1 und Tabelle 4-3). In Variante F25 wird die vorhandene Filterfläche um 25 % reduziert, in F50 gar

um 50 %. Um die Filterentlastung bei erhöhter Flächenbelastung zu reduzieren, findet sich in Variante F50_RR50 eine Flächenreduzierung um 50 % mit gleichzeitiger Anhebung der maximalen Einstauhöhe des stark verkleinerten Retentionsraumes um 50 % (h_{RR} von 1 m auf 1,5 m). In Variante H25 wird die vorhandene Substratmächtigkeit von rund 66 cm um ca. 25 % auf 50 cm reduziert. Dies entspricht der Mindestanforderung für RBF im Trennsystem nach DWA-M 178 (2005).

Tabelle 7-22: Varianten Optimierung RBF OE mittels RSF_Sim

Variante	Kurzbeschreibung Zielsetzung
V0	Vergleichsgröße als Referenz, Eingabewerte ermittelt aus Modellkalibrierungen
F25	V0 mit Reduzierung der Filterfläche um 25 %
F50	V0 mit Reduzierung der Filterfläche um 50 %
F50_RR50	V0 mit Reduzierung der Filterfläche um 50 %, Erhöhung Retentionsraum um 50 %
H25	V0 mit Reduzierung der Substratmächtigkeit auf 50 cm

Variantenvergleich: hydraulische Filterbelastung

Als Ergebnis der Variantenberechnung können die hydraulischen Filterbelastungen verglichen werden. Dies bedingt nicht die Anwendung des stofflichen Modells, sondern entspricht dem in Kap. 2.3 wiedergegebenem Stand der Technik zur RBF-Dimensionierung nach DWA-M 178 (2005).

Tabelle 7-23: Vergleich hydraulischer Filterbelastung in Optimierungsvarianten

HYDRAULISCHE BELASTUNG	Variante	V0	F25	F50	F50_RR50	H25
Stapelhöhe	[m/a]	15.2	20.3	30.4	30.4	15.2
max. Stapelhöhe	[m/a]	16.0	21.4	32.0	32.0	16.0
Entlastungshäufigkeit	[1/a]	0	2.5	5	3.5	0
Entlastungsvolumen	[% Zulauf]	0	3.4	17.1	9.2	0
Einstauhäufigkeit	[%]	45	63	78	78	51
maximale Einstaudauer	[d]	1.8	4.3	4.5	5.2	1.9

Die Variante V0 gibt die tatsächliche Filterbelastung wieder, wobei geringe Anteile der Gesamtbeschickung (ca. 12 %) in Folge fehlender Messwerte aus der Betrachtung ausgenommen wurden. Anhand der in Tabelle 7-23 belegten Stapelhöhen ist die geringe hydraulische Belastung erkennbar (vgl. Kap. 4.3.1). Infolge der Flächenreduzierung in den Varianten F25, F50 und F50_RR50 vergrößert sich die Stapelhöhe, bleibt aber auch bei Halbierung deutlich unterhalb des in DWA-M 178 (2005) geforderten Durchschnitts von 40 m/a.

Im Zuge der Flächenverringerung steigen auch Entlastungshäufigkeiten und die zugehörigen Volumina. Eine direkte Empfehlung für Maximalwerte dieser Kenngrößen liegt nach DWA-M 178 (2005) nicht vor, Entscheidungen über die Zulässigkeit sind von der entsprechenden Genehmigungsbehörde in Abhängigkeit der Sensitivität des angeschlossenen Gewässers zu

treffen. Im Variantenvergleich ist erkennbar, dass in F25 nur 3,4 % des Zulaufvolumens aus dem Retentionsraum entlastet werden, während dieser Anteil in F50 auf 17,1 % steigt. Mit Erhöhung des Retentionsraumes in F50_RR50 gelingt eine Senkung auf unter 10 %.

Die Variantenberechnungen zeigen auch die Folgen für den Filtereinstau auf. Mit Verringerung der Fläche steigt die Einstauhäufigkeit. Dies ist abgeschwächt auch für die Verringerung der Substratmächtigkeit in Variante H25 erkennbar. Dabei stellt der Filtereinstau eine gewünschte Betriebsbedingung dar, um Kurzschlussströmungen bei dauerhafter Beschickung mit geringer Intensität zu vermeiden. Der Anstieg der ermittelten maximalen Einstaudauern wird im Vergleich zu Messwerten der vergleichbaren RBF-Anlage EH als grenzwertig, jedoch als noch unkritisch angesehen.

Als Schlussfolgerungen aus der Betrachtung der hydraulischen Filterbelastung kann zusammengefasst werden: Die Verringerung der Filterfläche verbessert die Betriebsbedingungen, führt jedoch zu erhöhten Entlastungen. Diese können durch Erweiterung des Retentionsraumes verringert werden. Die Verringerung der Substratmächtigkeit wirkt sich nur schwach auf die hydraulischen Kennwerte aus.

Variantenvergleich: Verringerung des CSB

Zur Berechnung der Varianten mit dem CSB-Modell wurde die am RBF OE erarbeitete Variante CSB_OE_TP2 (keine CSB_S-Hintergrundkonzentration, CSB_S-Wirkungsgrad 50 % mit Abhängigkeit von der Dauer der vorangegangenen Trockenperiode) herangezogen. Zur CSB_X-Berechnung wurde eine Hintergrundkonzentration 2 mg O₂/l gewählt (vgl. Kap. 7.3.2). Entsprechend der baulichen Ausführung des RBF OE entlastet der Retentionsraum nachgeschaltet, wobei der Sedimentation von CSB_X stets eine Wirksamkeit von 50 % beigemessen wurde. Bei fehlender Fraktionierung des CSB_hom wurde eine CSB_S-Zulaufkonzentration von 20 mg O₂/l angenommen (Kap. 4.1.3.1).

Tabelle 7-24: Vergleich der Verringerung des CSB in Optimierungsvarianten

CSB-Belastung	Variante	V0	F25	F50	F50_RR50	H25
Entlastungsfracht CSB_X	[% Zulauf]	0	0.9	7.0	3.4	0
Entlastungsfracht CSB_S	[% Zulauf]	0	2.9	15.7	8.7	0
Entlastungsfracht CSB_hom	[% Zulauf]	0	1.4	8.9	4.6	0
Frachtwirkungsgrad CSB_X	[% Zulauf]	97.2	96.3	90.7	94.0	97.2
Frachtwirkungsgrad CSB_S	[% Zulauf]	35.2	33.8	29.1	31.1	35.2
Frachtwirkungsgrad CSB_hom	[% Zulauf]	83.5	82.5	77.1	80.1	83.5

Der Variantenvergleich hinsichtlich der Verringerung der Sauerstoffbedarfs (Tabelle 7-24) zeigt in Bezug auf die Entlastungsfrachten die Auswirkungen der erhöhten hydraulischen Belastung bei Verringerung der Filterfläche. Dabei ist die CSB_S-Entlastungsfracht in Relation zum Zulauf deutlich höher als die CSB_X-Entlastung, da sie nicht der Sedimentation unterliegt. Der ungereinigte Gewässereintrag des CSB_hom liegt auch bei halber Filterfläche unter 10 %, bei gleichzeitiger Erweiterung des Retentionsraumes um 50 % kann die Entlastungsfracht nahezu halbiert werden. Die Verringerung der Substratmächtigkeit führt in der Berech-

nung zu keinerlei Auswirkung – nicht nur aufgrund des fehlenden Überlaufes, sondern auch im Frachtwirkungsgrad.

Die Wirkungsgrade werden im Vergleich zur Referenzvariante V0 vornehmlich durch die Entlastungstätigkeit dominiert. Nebensächlich wirken sich die infolge der verkleinerten Filterfläche teilweise erhöhten Einstaudauern aus. In Summe der Ergebnisse ist feststellbar, dass selbst große Änderungen in den Dimensionen der Substratschicht sich nur schwach auf die CSB-Reduktion einwirken. Dabei lässt das Modell RSF_Sim bisher die Einflüsse einer Substratüberlastung – etwa bei Erschöpfung von Sorptionskapazitäten - vermissen. Die gewählten Eingabewerte konnten jedoch durch den Quervergleich mit dem RBF EH (Kap. 4.3.2) auch für Höchstlastereignisse belegt werden.

Variantenvergleich: Verringerung der NH₄-N-Gewässerbelastung

Die Berechnung von Varianten im Hinblick auf die Reduzierung von NH₄-N-Einträgen basiert auf der Überprüfung der tatsächlichen Belastungszustände in Kap. 7.3.3. Dabei wurde den an einem ausgewählten Ereignis kalibrierten Eingabewerten der zweistufigen Sorptionsisotherme ($C_1 = 0,01 \text{ g/m}^3$, $A_1 = 80$, $A_2 = 8$) in der langzeitlichen Betrachtung eine hinreichende Plausibilität beigemessen. Anhand der simulierten Verringerung von Filterfläche oder Höhe der Prozessschicht soll überprüft werden, wie sich die Verringerung der Substratmasse auf die Leistungsfähigkeit des RBF OE auswirkt.

Tabelle 7-25: Vergleich der Verringerung der NH₄-N-Gewässerbelastung in Varianten

NH ₄ -N-Belastung	Variante	V0	F25	F50	F50_RR50	H25
Entlastungsfracht NH₄-N	[% Zulauf]	0	2.5	14.1	8.2	0
Frachtwirkungsgrad NH₄-N	[% Zulauf]	89.8	82.3	67.5	70.0	87.1
Frachtwirkungsgrad NH₄-N	[% infiltriert]	89.8	84.4	78.5	76.6	87.1

Die Verringerung der Substrathöhe in Variante H25 zeigt im Vergleich zum Ausgangszustand V0 eine geringe Abminderung des NH₄-N-Wirkungsgrades (Tabelle 7-25). Dieses Ergebnisses sollte in Verbindung mit der Belastungsverteilung während der Messkampagne (Kap. 4.1.4.1) beurteilt werden. Da nur wenige Hochlasten auftreten, führen sie in beiden Varianten zu Durchbrüchen, während in der Mehrzahl der Ereignisse ein nahezu vollständiger Rückhalt berechnet wird. Der Unterschied zwischen V0 und H25 liegt somit vornehmlich im früheren Konzentrationsdurchbruch bei Hochlastereignissen.

Bei Reduzierung der Filterfläche treten wiederum Entlastungsfrachten auf. Der Frachtwirkungsgrad in Bezug zur Zulaufkraft wird bei Verringerung der Filterfläche um 25 % (F25) um 7,5 % gesenkt, während er in F50 um 22,3 % sinkt. Wird in F50_RR50 gleichzeitig der Retentionsraum vergrößert, so ist zwar die entlastete Fracht kleiner, jedoch wird der Filter auch flächenspezifisch höher beaufschlagt. Dadurch verbessert sich der Wirkungsgrad kaum, in Bezug auf die infiltrierte Fracht sinkt er ab.

Aus einer Gegenüberstellung der beiden Wirkungsgrade ist ersichtlich, dass die Verringerung der Filterfläche sich als Substratüberlastung auswirkt. Infolgedessen kommt es mehrfach zu beginnenden Durchbrüchen. In Verbindung der Einflüsse aus Entlastung des Retentionsrau-

mes und Überlastung der Sorptionskapazitäten wird die Verringerung der Filterfläche um 25 % als vertretbar angesehen, während eine weitere Verringerung auf 50 % die Leistung vermutlich zu sehr schwächt. Die Zulässigkeit von nicht reduzierten Frachten und Wirkungsgraden ist nach DWA-M 178 (2005) „mit der Aufsichtsbehörde abzustimmen“.

Zusammenfassung der Variantenberechnung

Der Vergleich von Berechnungsvarianten weist auf die Unterschiede zwischen rein hydraulischer Dimensionierung und Berücksichtigung der Abwasserinhaltsstoffe hin. Nach Stand der Technik erscheint eine Halbierung der Filterfläche in Bezug auf die auftretenden Stapelhöhen als zulässig. Dabei ist aus Sicht des Gewässerschutzes zu beurteilen, ob die Entlastungsrate durch gleichzeitige Vergrößerung des Retentionsraumes reduziert werden sollte. Die Berechnung der CSB-Wirkungsgrade mit dem gewählten Modellansatz indiziert hierzu eine Notwendigkeit. In Bezug auf den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ist erkennbar, dass die enorme Flächenverringering als kritisch angesehen werden sollte. Eine um 25 % verkleinerte Fläche wird jedoch als geeignet erachtet. Die Verringerung der Substratmächtigkeit um 25 % erscheint – unter Vorbehalt der anlagenspezifischen Zulaufcharakteristik – ebenfalls als möglich und sinnvoll.

7.5 Zusammenfassung und Ausblick der Modellentwicklung und -anwendung

Die lineare Speicherkaskade volldurchmischter Reaktoren für den Retentionsraum und die Prozessschicht wurde in RSF_Sim gegenüber RSF_DiSc um 3 Kriterien erweitert. Einerseits wurde ein Reaktor für die Drainageschicht ergänzt, vor allem um das dort vorhandene Retentionsvolumen zu berücksichtigen. Andererseits wurde die Nachbildung der Prozessschicht verfeinert, um die hydraulische Aufenthaltszeit zu beschreiben und um durch einen Restwassergehalt Abbauprozesse in der Trockenphase berechnen zu können. Diese Ergänzungen liefern die Voraussetzungen einer optimierten Nachbildung inhaltsstofflicher Prozesse.

Der gewählte hydraulische Modellansatz in RSF_Sim hat sich gegenüber größeren, kritischen Ereignissen als geeignet erwiesen. Die Nachbildung von Beschickungen mit geringer Intensität über ausgedehnte Zeiträume, bei denen es nicht zu einem Einstau der Filterfläche kommt, kann jedoch verbessert werden. Hierzu ist eine vertikale Unterteilung des Filterbeckens vorgesehen.

Die Berechnungsmethoden bezüglich CSB_X zeigten in der Nachbildung von Säulenversuchen und RBF-Anlagen hinreichend genau Ergebnisse. Dies beschränkte sich nicht nur auf einen weitgehenden Rückhalt durch Filtration, sondern auch die Berücksichtigung organischer Stickstoffanteile. Infolgedessen konnte der Stickstoffhaushalt verbessert bilanziert werden. Eine räumliche Differenzierung des Mineralisierungsprozesses sowie die Berücksichtigung von Einflussfaktoren erscheinen sowohl durch den geringen Kenntnisstand als auch durch die begrenzte Genauigkeit des hydraulischen Modells bisher als unangemessen.

Theoretische Möglichkeiten einer weitergehenden Nachbildung bieten sich – auf Grundlage eines zu ermittelnden, erweiterten Prozessverständnisses - für CSB_X z. B. durch:

- die Aufteilung der Gesamtfracht in verschiedene Partikelgrößen,
- die Beschreibung der Eindringtiefen (vertikale Differenzierung) und Oberflächenverteilung (horizontale Differenzierung) von Partikelgrößen,
- die Annahme abweichender Abbaugeschwindigkeiten je nach Partikelgröße,
- die Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit des Umsatzes,
- den Einfluss von Abbauprodukten auf CSB_S,
- die Berücksichtigung von nicht vollständig mineralisierbaren Rückständen, die im System verbleiben und auf die hydraulischen Bedingungen einwirken.

Die Modellbeschreibung des Parameters CSB_S beruht weiterhin auf der Annahme von Wirkungsgraden. Für die Säulenversuche konnten eine Verbesserung der Simulationsergebnisse durch den kombinierten Ansatz mit einer konstanten Hintergrundkonzentration erreicht werden. Als kritisch sollten Filterüberlastungen infolge langer Einstauzeiten angesehen werden. Beides bestätigte sich bei Nachbildung der großtechnischen Anlagen nicht. Dort führte die Suche nach Einflussfaktoren auf eine Abhängigkeit der Filterleistung zur Dauer der vorhergehenden Trockenphase. Eine diesbezügliche Modellannahme auf einer vereinigten Datengrundlage beider RBF-Anlagen erbrachte vor allem für den RBF OE, aber auch für den RBF EH Verbesserungen der Simulationsergebnisse. Ein Ersatz des vorhandenen, in der Handhabung einfachen Modells durch eine getrennte Berücksichtigung von Sorptions- und Abbauprozessen wird vor dem Hintergrund einer Verwendung als Schmutzfrachtmodellteil als nicht notwendig erachtet. Ein Warnparameter zur Erkennung möglicher Filterüberlastungen wurde mit der Abfrage der Einstauzeit eingeführt.

Im Vergleich zum ursprünglichen Ansatz RSF_DiSc wurde das $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Modell in einigen Punkten optimiert. Der Einsatz einer zweistufig linearen Sorptionsisotherme erbrachte hohe Anpassungen von Ablaufganglinien an Messwerte, bedingt jedoch die Ermittlung eines anlagenspezifischen Parametersatzes. Dieser kann bei weiteren Anwendungsstudien zukünftig aus einer Datenbasis erhoben werden - gleichzeitig ergibt sich als Eingangsparameter die Eingabe des bisher üblichen, flächenspezifischen Rückhaltevermögens. Der ebenfalls neu eingeführte Nitrifikationsprozess kann zwischen der gelösten und festen (sorbierten) Phase sowie zwischen Betriebs- und Trockenphase unterschieden werden. Somit wird einerseits die Erfassung notwendiger Regenerationszeiten der Filterleistung möglich, andererseits kann auch eine Nitrifikation während des Einstaus angenommen werden. Letztere wurde in Bezug auf die Säulenversuche untersucht, ein eindeutiges Ergebnis ergab sich dabei jedoch nicht. Eine Möglichkeit zur weiteren Differenzierung der Modellannahmen ergibt sich in der Verwendung unterschiedlicher Abbauraten in sorbierter und gelöster Phase. In Bezug auf die Nachbildung großtechnischer Anlagen erscheint die vertikale Unterscheidung des Filterbeckens als wichtige Voraussetzung – vor allem bei Nachbildung von Ereignissen, bei denen es infolge eines fehlenden Einstaus zu einer ungleichmäßigen Flächenbelastung kommt. Als offener

Punkt der Modellbildung verbleibt die Denitrifikation, zu deren Annahme die Einstauzeit herangezogen werden könnte.

Als zusammenfassende Bewertung kann festgestellt werden, dass sich das Modell RSF_Sim noch im Teststadium befindet. Auf Grundlage weiterer Anwendungsstudien kann eine Datenbasis geschaffen werden, die den Einsatz als Planungsinstrument ermöglicht. Ein Beispiel dazu wurde mit der Optimierungsstudie gegeben, die die sinnvolle Erweiterung um stoffliche Komponenten zur Beurteilung der Filterleistung zeigt.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Als Grundlage zur Modellierung und Simulation von RBF wurde eine vielfältige Datensammlung zusammengetragen, ausgewertet und in den vorhergehenden Kenntnisstand eingeordnet. Die Beurteilung von Laborversuchen diente dabei vor allem der detaillierten Prozessnachbildung mit dem Modell CW2D, während die Messprogramme zweier großtechnischer Anlagen zur Ermittlung geeigneter Prozessbeschreibungen eines Planungs- und Optimierungswerkzeuges genutzt wurden.

8.1 Arbeiten und Erkenntnisse

Die Unterschiede zwischen großtechnischen Anlagen und zugehörigen Säulenversuchen liegen neben den definierten Randbedingungen im Labor vornehmlich in der Zusammensetzung des Beschickungswassers. Während in Mischwasserentlastungen die partikulären CSB-Beladungen (CSB_X) überwiegen, treten bei Ansetzung künstlichen Mischwassers die gelösten CSB-Anteile in den Vordergrund (CSB_S). Bezüglich der Nitrifikation wurde der Frage nachgegangen, ob diese auch während der Betriebsphase auftritt. Während Woźniak (2007) in Laborversuchen in einigen Fällen eine ständige Nitrifikation beobachtete, kam Dittmer (2006) zu der Feststellung eines zweistufigen Prozesses (Sorption während Filterpassage, Nitrifikation in Trockenperiode). Als mögliche Ursache wurde im Vergleich der Maßstäbe der abweichende betriebliche Sättigungsgrad des Filtermediums angeführt, welcher im RBF Ensheim deutlich höher ist. Zwischenzeitlich kam Turković (2009) jedoch zu der Erkenntnis, dass auch bei geringen betrieblichen Sättigungsgraden in Laborversuchen von einem streng zweistufigen Prozess ausgegangen werden sollte. Die Fragen nach der Nitrifikation während der Betriebsphase und ihren möglichen Einflussfaktoren bleiben somit weiter offen. Bezüglich des Verbleibs der sorbierten Frachten wurde in ergänzenden, kleinskaligen Nutschenversuchen die frühere Auffassung einer homogenen Verteilung im Substrat belegt.

Die in dieser Arbeit betrachteten RBF-Anlagen Ensheim (EH) und Oberelsungen (OE) waren zunächst abweichend einzuschätzen. Während die vorliegenden Ergebnisse aus EH auf gezielter Hochbelastung einer überdimensionierten Anlage beruhen, wurde in OE die Vorstufe gezielt unterdimensioniert, um den Filterkörper verstärkt zu belasten. Tatsächlich wurde der RBF OE in der vorliegenden zweijährigen Messphase nach Inbetriebnahme jedoch nur schwach beschickt. Durch Gegenüberstellung der Einträge und Reinigungsleistungen wurde festgestellt, dass ein Quervergleich der Ergebnisse beider Anlagen zulässig erscheint. Somit konnten Erkenntnisse der Hochlast aus EH auf den Dauerbetrieb in OE übertragen werden. Beide Anlagen weisen im Vergleich zu Literaturdaten eine übliche Leistungsfähigkeit bezüglich den betrachteten Parametern CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ auf.

Die neuen Simulationsergebnisse mit dem biokinetischen Reaktionsmodell CW2D zeigen sowohl eine erweiterte Nutzbarkeit als auch eine Limitierungen bei der Übertragung des Anwendungszieles von PKA auf RBF auf. Durch Tracer-Nachbildungen von Säulenversuchen mit stark abweichenden Substraten konnte nachgewiesen werden, dass die Hydraulik- und Stoff-

transportmodelle auf eine große Bandbreite von Substratkennwerten anwendbar sind. Die geeignete Verwendung des Teilmodells zum Rückhalt gelöster Stoffe wurde durch Simulationen von Nutschenversuchen zur $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption belegt. Dabei sollten Unterschiede bei der Maßstabsübertragung von Nutschen auf Säulen beachtet werden. Einschränkungen der Nachbildung traten bei Verwendung des biokinetischen Reaktionsmodells auf die Säulenversuche auf. Während Einzelereignisse hinreichend genau kalibriert werden können, fehlen für die Berechnung unterschiedlich langer Trockenphasen die geeigneten Mittel zur Einstellung einer stabilen Biomasseverteilung. Bei langfristiger Nachbildung entfernt sich die Verteilung zunehmend von den aus Messwerten abgeleiteten Startbedingungen. Berechnungsvarianten zeigten einen eher geringen Einfluss der auszuwählenden CSB-Fraktionierung im Zulauf, stärker wirkte sich hingegen die Annahme einer Sorption langsam abbaubarer Verbindungen aus. Durch die genannten Einflüsse kann die Nährstoffversorgung bei ausgedehnten beschickungsfreien Perioden als problematisch erachtet werden. Die Anwendungsstudien beschränkten sich daher auf die Labormaßstäbe.

Als möglicher Lösungsansatz findet sich ein Filtrationsmodell in der Erprobung, welches mit Zerfallsprozessen des organischen Filtrates verknüpft werden kann. Dies wiederum bedingt eine Vielzahl neuer Eingangsparameter, zu denen bisher die entsprechende Datengrundlage fehlt. Eine weitere Möglichkeit der Modelloptimierung wird in einer Erweiterung der Biomasseaktivität um Stoffwechselvorgänge ohne Wachstum vermutet. Mit der dadurch verbundenen Erhöhung der Modellkomplexität entfernt sich CW2D von einer Nutzung als praxisnahes Instrument. Der Anwenderkreis findet sich vorwiegend in wissenschaftlichen Arbeitskreisen, deren Zielsetzungen in einem erweiterten Prozessverständnis liegen.

Im Gegensatz dazu entstammt die Entwicklungsidee eines vereinfachten Ansatzes zur Schmutzfrachtmodellierung als Planungs- und Optimierungswerkzeug der Ingenieurpraxis. Aus der umfangreichen Datensammlung konnten dazu notwendige Kriterien für die Hauptparameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ abgeleitet und in Zahlenwerte gefasst werden. Auf gegebene Vorschläge aufbauend wurden Erfahrungen aus der detaillierten Nachbildung in vereinfachte mathematische Prozessbeschreibungen überführt. Der Nachweis zur geeigneten Nachbildung der in RBF stattfindenden Hauptprozesse mit dem neuen Modell RSF_Sim konnte durch die Simulation von Einzelereignissen und deren langzeitlicher Abfolge erbracht werden. Zur Beurteilung der Optimierung des ursprünglichen Berechnungsansatzes nach Dittmer (2006) sowie Schmitt und Dittmer (2007) werden die Teilmodelle im Folgenden differenziert betrachtet.

Im hydraulischen Modell wurde die Berücksichtigung der Drainageschicht eingeführt. Die Auswirkungen zeigten sich in der Nachbildung der Filterdurchströmung als sinnvoll. Die Beachtung der hydraulischen Aufenthaltszeit in der Prozessschicht (Filtersubstrat) wurde ebenfalls ergänzt, kam in der inhaltsstofflichen Berechnung aufgrund weniger kinetischer Zusammenhänge bisher kaum zum Einsatz. Als wesentlicher Optimierungsschritt wird die Einführung eines Restwassergehaltes in der Prozessschicht angesehen, da sie Konzentrationsberechnungen in Trockenphasen ermöglicht.

Bei der Simulation von Reinigungsprozessen des Parameters CSB erscheint eine Unterscheidung nach CSB_X- und CSB_S-Anteilen unabdingbar. Für CSB_X erwies sich der bekannte Ansatz einer konstanten Hintergrundkonzentration im Ablauf als zielführend. Erweitert wurde die Modellierung hier durch eine Akkumulation der filtrierten Frachten, die als Grundlage zur Berücksichtigung von Umsatzprozessen in Trockenphasen dient. Ein direkter Bezug zu CSB_S-Austrägen im Folgeereignis wurde aufgrund mangelnder Kenntnisse bisher nicht hergestellt. Die Modellierung des Parameters CSB_S basiert wie im Ausgangsmodell auf der Annahme von Wirkungsgraden. Eine Kombination mit einer konstanten Hintergrundkonzentration erbrachte Verbesserungen bei der Simulation von Säulenversuchen, jedoch nicht bei den RBF-Anlagen EH und OE. Dort wurde vor allem der Einfluss der Trockenphasendauer auf einen zeitlich veränderlichen CSB_S-Wirkungsgrad herausgestellt. Zusammenfassend kann jedoch festgestellt werden, dass hohe Übereinstimmungen der Berechnungsergebnisse mit den Messungen schon mit den ursprünglichen Ansätzen erzielt wurden.

Der Entwicklungsfortschritt in Bezug auf $\text{NH}_4\text{-N}$ lag vornehmlich in einer verbesserten Nachbildung des Rückhaltes durch Sorption und in der Beachtung notwendiger Regenerationszeiten. Aus den Anwendungen mit CW2D wurde eine zweistufig lineare Sorptionsisotherme abgeleitet, welche sowohl in Kalibrierungen von Einzelereignissen als auch in langzeitlichen Berechnungen gute Übereinstimmungen mit Messwerten erbrachte. Die neu eingeführte Beschreibung eines zeitabhängigen Nitrifikationsprozesses ermöglicht eine detailliertere Nachbildung enger Belastungsfolgen. Die Berücksichtigung von $\text{NO}_3\text{-N}$ -Anreicherungen durch CSB_X-Mineralisierung zeigte in der Bilanzierung des Stickstoffhaushaltes nur geringen Einfluss.

In einer ersten Anwendungsstudie wurde das Modell RSF_Sim als Optimierungswerkzeug für den RBF OE getestet. Die Ergebnisse auf Grundlage der tatsächlich aufgetretenen Beschickungen weisen eine zulässige Reduktion der Filtermächtigkeit auf. Varianten mit verringerter Filterfläche lassen abweichende Schlüsse zu. Während in Beurteilung der hydraulischen Kennwerte (Stapelhöhe und Entlastungsrate) und der CSB-Elimination eine halbierte Fläche möglich erscheint, zeigen die Wirkungsgrade bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ eine ausgeprägte Beeinträchtigung. Eine Verringerung der Fläche um 25 % wird jedoch als sinnvoll erachtet.

8.2 Ausblick

Durch die Verwendung der Vorhersage stoffbezogener Reinigungsleistungen - in Ergänzung zu einer hydraulischen Dimensionierung - erscheint es zukünftig möglich, RBF-Anlagen in gesichertem Umfang stärker zu belasten. Damit kann nicht nur der Flächenbedarf verringert, sondern auch die Betriebssicherheit durch Vermeidung von Trockenstress erhöht werden. In diesem Sinn zeigen sich die hier betrachteten, nach dem Stand der Technik dimensionierten RBF-Anlagen als Beispiele. Während der RBF EH in seiner Urform sowohl in seinen Filterbecken, als auch in seiner Vorstufe als überdimensioniert angesehen wird, findet sich am RBF OE eine gezielt verkleinerte Vorstufe, die letztlich zu einem Normalbetrieb führte. Die u. a. aus Erfahrungen in OE abgeleiteten aktuellen Planungsempfehlungen in Hessen (HMULV, 2008a) beinhalten die gemeinsame Betrachtung von Vorstufe und Filterbecken. Dies verdeutlicht be-

sonders die weiterhin bestehende Diskrepanz einer teils inhaltsstoffbezogenen Dimensionierung der Vorstufe und einer rein hydraulischen Bemessung der anschließenden naturnahen Reinigung. Da zur Ermittlung des Vorstufenvolumens ohnehin eine Schmutzfrachtsimulation durchzuführen ist, zeigt sich der Mehraufwand zur Betrachtung der Rückhalte- und Abbauprozesse im Bodenfilter als gering. Die Notwendig zur Beurteilung der Reinigungsleistung erscheint besonders dann gegeben, wenn die in der genannten hessischen Empfehlung neu geschaffene Möglichkeit zur Substitution von Vorstufen- durch Filterbeckenvolumen genutzt werden soll. Auch das saarländische Konzept der PKA im Mischsystem (Drescher, Hasselbach, 2010) folgt grundlegend diesem Ansatz, der aus finanziellen Gründen bereits früh in die Diskussion eingebracht wurde (Born et al., 2000).

Bei der Bewertung von RBF-Modellen sollte stets beachtet werden, dass die Schmutzfrachtmodellierung des Kanalnetzes größeren Einfluss auf die Berechnungsergebnisse haben kann, als die Wiedergabe der RBF-Leistungsfähigkeit. Dazu kann die richtige Einschätzung versiegelter Flächen und ihrer Abflussbeiwerte in besonderer Weise beitragen (Illgen, 2010). Werden nur Regelabflüsse beachtet und Fremdwassereinträge (z. B. aus Außengebieten, verzögerte Einträge aus Regenwasserdrainagen) vernachlässigt, kann es zu erheblichen Abweichungen der simulierten Mischwasserentlastungen kommen. Im Vordergrund zukünftiger Optimierungen sollten passende Wiedergaben von Ereignissen mit „mittlerer“ Entlastungstätigkeit stehen, da Maximaleinträge in das Filterbecken ohnehin aus diesem abgeschlagen werden.

Die Entwicklung eines vereinfachten RBF-Modells findet international zunehmend Beachtung. War die Verwendung von „RSF for CSO-treatment“ im Bereich der Constructed Wetlands im vergangenen Jahrzehnt eine deutsche Sonderform, so werden im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL (2000) auch international Lösungen des Gewässerschutzes gesucht. In Frankreich und Norditalien werden derzeit Forschungsprojekte zur Behandlung von Mischwasserentlastungen mit CWs umgesetzt. Im Gegensatz zu den in dieser Arbeit untersuchten RBF liegt der Aufgabenbereich weniger in der weitergehenden Reinigung von Vorstufenentlastungen, sondern eher in einer vollständigen Behandlung von Abschlüssen aus hydraulisch überlasteten Kanalnetzen. Dieses Verfahren soll ähnlich dem „French Design“ für PKA funktionieren, bei dem – ebenfalls ohne Vorstufe – die langfristige Betriebssicherheit durch die Wahl geeigneter, nicht kolmatierender Filtermaterialien in einem zweistufigen System gesichert wird. In Anbetracht dieser Entwicklung erscheint es auch in Deutschland geboten, die Eignung einer verstärkten Substitution von Vorstufenvolumina zu überprüfen.

Als Optimierungsbereich des Systems RBF kann somit die Substratwahl angesehen werden. Der Stand der Technik sieht technische Sande mit definierten Sieblinien vor, welche ggf. mit Carbonatzuschlägen zu meliorieren sind, um langfristig zur Nitrifikation geeignete pH-Werte sicherzustellen. Ausgehend von Betriebserfahrungen mit PKA ohne vorhergehende Sedimentation in Frankreich besteht die Möglichkeit zur Verringerung der Kolmationsgefahr durch Einbringung einer Grobsandschicht zwischen Deck- und Filterschicht. Diese Behauptung deckt sich mit Erkenntnissen von Turković (2009), die eine physikalische Kolmation für Mittel- und Feinsande, nicht jedoch für Grobsande zeigen.

Lavasande als abweichende Substrate fanden erstmals in Hessen Eingang in Empfehlungen (HMULV, 2008a). Die spezielle Kornform kann einige Reinigungsprozesse deutlich unterstützen (Woźniak, 2007 / Hasselbach et al., 2010). Hinzu kommen starke abiotische Sorptionsleistungen. Bruch et al. (2010) stellen hingegen fest, dass Lavasande je nach Herkunft nicht zwangsläufig verbesserte Leistungen in PKA im Mischsystem erbringen. Der störungsfreie Einsatz feinkörniger Substrate lässt in Anlehnung an Waldhoff (2008) auf eine verbesserte Hygienisierung schließen. Aufgrund der lokal begrenzten Verfügbarkeit vulkanischer Materialien wird Lavasand jedoch stets ein Sonderstatus vorbehalten sein.

Als ein weiterer Zuschlagsstoff könnten zukünftig Hochofenschlacken Beachtung finden. Aufgrund ihrer metall- und kalkhaltigen Zusammensetzung wird ihre Verwendung als Filtermaterial untersucht, um verschiedenen Arten von Kleinkläranlagen mit einer Reinigungsstufe zur P-Elimination zu versehen (Shilton et al., 2006 / Korkusuz et al., 2007 / Vohla et al., 2009). Als Beigabe zu technischen Sanden nach M-178 besteht die Möglichkeit, sowohl den Kalkgehalt, als auch die Sorption und dauerhafte Ausfällung von Phosphat zu erhöhen. Als Einschränkung besteht die Gefahr der Auswaschung von Schwermetallen, die nach derzeitigem Kenntnisstand jedoch als gering eingeschätzt werden kann. Eine Erweiterung des Wissenstandes in Bezug auf den P-Rückhalt wird mit Abschluss der Arbeit von Felmeden (2011) erwartet.

Die Potentiale zur technischen Nutzung spezieller Pflanzen als Beitrag zur weitergehenden Mischwasserbehandlung sind bisher noch weitgehend unbekannt. Unter dem internationalen Oberbegriff der „Phytoremediation“ werden seit Beginn der 1990er Jahre Technologien zur Dekontaminierung belasteter Böden und Gewässer untersucht. Dabei wird u. a. angestrebt, die Aufnahme von Schadstoffen durch Züchtung oder Genmanipulation gezielt zu erhöhen. Auch der Verbleib innerhalb der Pflanzen – ob in Blättern, Stämmen oder Wurzeln – wird als wesentliches Kriterium im Hinblick auf den Ernteprozess angesehen. Da auch die Bepflanzung von Constructed Wetlands z. B. zur Reduzierung der Schwermetallbelastung industrieller Abwässer genutzt werden könnte, sollte die Rolle der Pflanzen in RBF überdacht werden. Obwohl die aufgenommenen Schwermetalle aufgrund der (nach Stand der Technik) fehlenden Ernte im RBF-System verbleiben, besteht die Möglichkeit eines Gewässerschutzes durch langfristigen Verbleib im Sediment. Auch eine gezielte Ernte – wie z. B. in Frankreich für PKA üblich – erscheint technisch umsetzbar, wenn auch durch maschinellen Einsatz aufwändig. Ein möglicher Beitrag der Biozönose zu Rückhalt und Umwandlung endokriner Abwasserinhaltsstoffe wird bisher als ebenso ungeklärt wie vielversprechend angesehen.

Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit lag in der Entwicklung eines praxisgerechten Werkzeuges für Planung und Optimierung von RBF mittels stofflicher Kenngrößen. Dieses wurde durch den Aufbau von RSF_Sim für die Kernparameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ umgesetzt. In Anwendungsstudien ist der bestehende Ansatz im Hinblick auf die gegebenen Planungsrichtlinien zu testen und ggf. anzupassen. Über den Stand der Technik hinaus bestehen durch die allgemein gefasste Modellbeschreibung vielfältige Möglichkeiten, um abweichende Dimensionierungen, Substrate und Reinigungsziele auf ihre Eignung zu überprüfen.

LITERATUR

- ATV (1992): „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen“, ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt A 128, Hennef
- ATV (1999): „Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung“, Abwassertechnische Vereinigung e. V., GFA e. V., Arbeitsblatt A 166, St. Augustin
- ATV-DVWK (2000): „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“, ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt M 153, Hennef
- ATV-DVWK (2006): „Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers“, ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt A 262, Hennef
- Borchardt, D. (1999): „Niederschlagsbedingte Gewässerbelastungen: Wie können Probleme identifiziert und Maßnahmen beurteilt werden?“, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 96
- Born, W.; Lambert, B.; Hohl, E.; Frechen, F.-B.; Hassinger, R. (2000): „Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung: Fünf Jahre Betriebserfahrung mit der Pilotanlage Fulda Fellenweg“, Korrespondenz Abwasser 47 (1), S. 81-91
- Born, W. (2002): „Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken“, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität Kassel, Band 21
- Bradford, S. A., Šimůnek, J., Bettahar, M., van Genuchten, M. T., Yates, S.R. (2003): Modeling Colloid Attachment, Straining, and Exclusion in Saturated Porous Media. Environ. Sci. Technol. 37(10), 2242-2250.
- Brombach, H; Fuchs, S. (2002): „Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen im Trocken- und Regenwetterabfluss in Misch- und Trennkanalisationen“, Schlussbericht zum Projekt 1-01 des ATV-Forschungsfonds, ATV-DVWK, Hennef
- Bruch, I.; Fritsche, J.; Bänninger, D.; Alewell, U.; Sendelov, M.; Hürlimann, H., Hasselbach, R.; Alewell, C. (2010): „Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands“, Bioresource Technology, Volume 102, Issue 2, 937-941
- Brunner, P.G. (1995): „Regenwasserbehandlung in Bodenfilterbecken“, Wasserwirtschaft (85), Nr. 3, S. 134 – 138, 1995
- BWK (2001): „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., Düsseldorf
- Dittmer, U.; Meyer, D.; Langergraber, G. (2005): „Simulation of a Subsurface Vertical Flow Constructed Wetland for CSO Treatment“, Water Science and Technology, Vol. 51, No. 9, 2005
- Dittmer, U. (2006): „Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoffverbindungen und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung“, Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltp lanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe Band 23
- Donta, A. (1997): „Der Boden als Bioreaktor bei der Aufbringung von Abwasser auf landwirtschaftlich genutzte Flächen“, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 100

- Drescher, D.; Hasselbach, R.; Rampendahl, C. (2007): „Bemessungsansatz für Pflanzenkläranlagen im Mischsystem“, GWF Wasser Abwasser, 148(3) S. 220-227
- Drescher, D.; Hasselbach, R. (2010): „Pflanzenkläranlagen im Mischsystem nach dem Konzept des Entsorgungsverbands Saar“, Korrespondenz Abwasser, 57, Nr. 7, S. 670-675
- DWA (2005): „Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennverfahren“, DWA-Regelwerk, Merkblatt M 178, Hennef
- EU-WRRL (2000): „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000
- Felmeden, J. (2011): mündliche Mitteilung über vorläufige Ergebnisse der Dissertation
- Fischer, J. (1998): „Einfluss von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum“, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität – Gesamthochschule Kassel, Band 19
- Frechen, F.-B.; Schier, W.; Felmeden, J.; Waldhoff, A.; Ehmann, H.; Telgmann, U.; Romaker, J. (2008): Untersuchungsvorhaben „Retentionsbodenfilter in Hessen“ – Endbericht 2008 –, Universität Kassel, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (überführt in Schriftenreihe Band 29, 2009)
- Fuchs, S. (1997): „Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung“, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 79
- Fuchs, S.; Schnabel, S. (2002): „Betriebsüberwachung des Retentionsbodenfilters Langenalb einschließlich Begleituntersuchungen am Gewässer“, Auftraggeber: RP Karlsruhe/UM Stuttgart, Schlussbericht
- Fuchs, S. (2003): „Retentionsbodenfilter – Betriebserfahrungen / Konsequenzen“, ATV-DVWK-Regenwassertage 15./16.06.2003, Landau (Tagungsband), Hennef 2003
- Fuchs, S.; Turković, R.; Hahn, H.H. (2006): „Influence of Biomass Distribution on Clogging and Purification in Sandy Soils“, Proceedings of IWA World Water Congress and Exhibition 10-14. Sept. 2006, Beijing
- Grotehusmann, D. (1995): „Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes“, Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Heft 12, SUG-Verlagsgesellschaft
- Grotehusmann, D. (2000): „Bodenfilter – Gesamtüberblick und Stand der Technik“, Seminar „Bodenfilter zur Behandlung von Regen- und Mischwasser“, Technische Akademie Hannover, Dortmund, 06.12.2000
- Hartmann, L. (1992): „Biologische Abwasserreinigung“, 3. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Hasselbach, R.; Bruch, I. (2010): „Lavasand als Filtersubstrat“, WWT 11-12/2010, S. 39-43
- Henrichs, M.; Langergraber, G.; Uhl, M. (2007): „Modelling of organic matter degradation in constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow“, Sci. Total Environ. 380 (2007) 196 - 209

- Henrichs, M.; Welker, A.; Uhl M. (2009): „Modelling of biofilters for ammonium reduction in combined sewer overflow“, WST Vol. 60, No. 3, 2009
- Henze, M.; Grady, C.P.L.; Gujer, W.; Marais, G.v.R.; Matsuo, T. (1987): „Activated Sludge Model No.1“; IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC London
- HMULV (2004): „Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen“, Hessisches Ministerium für Umwelt, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz
- HMULV (2008a): „Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Hessen“, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.
- HMULV (2008b): „Niederschlagswasserbehandlung durch Retentionsbodenfilteranlagen“, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.
- Illgen, M. (2010): „Das Versickerungsverhalten durchlässig befestigter Siedlungsflächen und seine urbanhydrologische Quantifizierung“, Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe Band 27
- Kadlec, R.H.; Knight, R.L. (1996): „Treatment Wetlands“, Lewis Publishers, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida
- Kadlec, R.H.; Knight, R.L.; Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P.; Haberl, R. (2000): „Constructed Wetlands for Pollution Control – Processes, Performance, Design and Operation“, IWA Scientific and Technical Report No. 8, IWA, London
- Kaufmann, I.; Schmitt, T.G. (2005): „Modelling Constructed Wetlands for CSO Treatment in Long-term Pollution Load Simulation“, 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, Denmark, August 21-26, 2005
- Korkusuz E.A.; Beklioglu, M.; Demirer, G.N. (2007): „Use of blast furnace granulated slag as a substrate in vertical flow reed beds: field application“, Bioresource Technologies, 98, 2089-2101
- Korkusuz, E.A.; Meyer, D.; Langergraber, G. (2008): „CW2D simulation results for lab-scale vertical flow filters filled with different media“, Proceeding 11th ICWST, Indore-Ujjain, India
- Laber, J. (2001): „Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen“, Wiener Mitteilungen, Band 167, WAU-SIG Universität für Bodenkultur, Wien
- Lambert, B. (2001): „Bodenkundliche Begleituntersuchungen an Retentionsbodenfiltern in Baden-Württemberg“, BIOPLAN Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, Auftraggeber: RP Karlsruhe und UVM Stuttgart, unveröffentlichter Abschlussbericht
- Lambert, B.; Fuchs, S. (2001): „Säulenversuche zur Bodenauswahl des RBF Monheim“, BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft, Sinsheim, Auftraggeber: LfW München, unveröffentlichter Bericht, zitiert in MUNLV (2003)
- Lammersen, R. (1997): „Immissionsbezogene Anforderungen an die Stadtentwässerung“, Zeitschrift Stadtentwässerung und Gewässerschutz Bd. 38, 1997, S. 23 - 94
- Langergraber, G. (2001): „Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands“, Wiener Mitteilungen, Band 169, Promotionsschrift am WAU-SIG Universität für Bodenkultur, Wien

- Langergraber, G.; Šimůnek, J. (2005a): "Modelling variably-saturated water flow and multi-component reactive transport in constructed wetlands", *Vadoze Zone Journal* 4(4), 924-938
- Langergraber G. (2005b): "The role of plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands — a simulation study", *WST Vol. 51 No 9* pp 213–223
- Langergraber, G.; Šimůnek, J. (2006): "The multi-component reactive transport module CW2D for constructed wetlands for the HYDRUS Software Package. Hydrus Software Series 2", Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA
- Langergraber, G. (2008): "Modelling of processes in subsurface flow constructed wetlands - A review", *Vadoze Zone J* 7(2), 830-842.
- Langergraber, G.; Giraldi, D.; Mena, J.; Meyer, D.; Peña, M.; Toscano, A.; Brovelli, A.; Korkusuz, E.A. (2009a): "Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands", *Sci. Total Environ.* 407 (2009) 3931 – 3943
- Langergraber, G.; Rousseau D.P.L.; García, J.; Mena, J. (2009b): "CWM1: a general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands", *WST Vol. 59, No 9*, pp 1687-1697
- Langergraber, G.; Šimůnek, J. (2009c): "Simulating particle transport in subsurface flow constructed wetlands with CW2D/HYDRUS", *Proceedings 3rd Wetland Pollutant Dynamics and Control – WETPOL, Barcelona, Spanien*, 135/136
- Lewandowski, J.; Leitschuh, S.; Koß, V. (1997): „Schadstoffe im Boden – Eine Einführung in die Analytik und Bewertung“, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York
- Leinweber, U. (1999): „Schmutzfrachtberechnung Ensheim – Eschringen - Ormesheim“, Technologietransferstelle Abwasser + Abfall, Universität Kaiserslautern im Auftrag des ZKE Saarbrücken, unveröffentlicht
- LfU (1998 / 2002): „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Handbuch Wasser 4
- Mehler, R. (2000): „Mischwasserbehandlung – Verfahren und Modellierung“, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, Mitteilungen Heft 113
- Meyer, D. (2004): „Simulation der Laborversuche zur Bodenfilteranlage Ensheim; Teil A: Modellbeschreibung, Eingabedaten & Simulationsauswertung; Teil B: Dokumentation und Erläuterung der Modellanwendung von HYDRUS-2D und CW2D“, Studienarbeit, Fachbereich A/RU/BI, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern
- Meyer, D. (2005): „Simulation von Teilprozessen des Stoffrückhaltes in Retentionsbodenfiltern“, Diplomarbeit, Fachbereich A/RU/BI, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern
- Meyer, D.; Langergraber, G.; Dittmer, U. (2006): "Simulation of sorption processes in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment", *Proceedings 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lisbon
- Meyer, D.; Sommer, T.; Thomas, M.; Schmitt, T.G.; Hagen, H. (2007): "Development of a long-term pollution-load model to simulate CWs for CSO treatment", in: Mander Ü, Kóiv M, Vohla C, editors *Extended Abstracts "Wetland Pollutant Dynamics and Control WETPOL 2007"* I:217-219, Tartu, Estonia

- Meyer, D.; Dittmer, U.; Schmitt, T.G. (2008a): "Modelling CWs for CSO treatment – reasonable balancing between detailed description and practicable handling", Proceedings "11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control", 851-857, Indore, India
- Meyer, D.; Schmitt, T.G.; Woźniak, R.; Sommer, T.; Hagen, H. (2008b): "Results of long-term pollution-load simulations of lab-scale constructed wetlands for CSO treatment", Proceedings "11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control", 790-796, Indore, India
- Meyer, D.; Schmitt, T.G.; Woźniak, R.; Dittmer, U. (2010): "Long-term pollution-load simulations of CWs for CSO treatment", Proceedings "12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control", 663-665, Venice, Italy
- Mudrack, K.; Kunst, S. (2003). „Biologie der Abwasserreinigung“, 5. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg – Berlin
- MUNLV (2003): „Retentionsbodenfilter – Handbuch für Planung, Bau und Betrieb“, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf, 2003
- MUNLV (2004): „Retentionsbodenfilter in Nordrhein-Westfalen – Dokumentation zum Stand der Technik“, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf, 2004
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (2010): „Lehrbuch der Bodenkunde“, 16. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- Schmitt T.G. (1993): "Detailed Combined Sewer Overflow Simulation Regarding New German Guideline A 128", Proceedings 5th Conference Urban Drainage Systems, Niagara Falls, Canada, 1260-1275
- Schmitt, T.G. (1994): "Detaillierte Schmutzfrachtberechnung nach ATV-Arbeitsblatt A 128", Korrespondenz Abwasser, Heft 12, Dezember 1994
- Schmitt, T.G.; Welker, A. (1998): „Schmutzfrachtberechnung zum Langzeitverhalten von Bodenfilteranlagen“, Wasserwirtschaft, Jahrgang 88, Heft 4, 1998
- Schmitt, T.G. (2002): „Praxis und Perspektiven der Mischwasserbehandlung“, in: Regenwasserbehandlung – Anwendungspraxis und Perspektiven, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 15
- Schmitt, T.G.; Dittmer, U. (2002): „Berücksichtigung alternativer Methoden der Mischwasserbehandlung im Bemessungsverfahren nach ATV-Arbeitsblatt A128“, Untersuchungen im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Schlussbericht
- Schmitt, T.G.; Dittmer, U.; Welker, A. (2005): „Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen“, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 02WA0084 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
- Schmitt, T.G.; Welker, A.; Dittmer, U.; Wozniak, R.; Meyer, D. (2006): „Untersuchungen zur Optimierung von Planung und Betrieb von Retentionsbodenfiltern“, im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und ZKE Saarbrücken, Schlussbericht
- Schmitt, T.G.; Dittmer, U. (2007): „Simulationsstudie zum Langzeitverhalten von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung“, GWF Wasser Abwasser 11/2007, 793-800

- Schwarz, M.; Fuchs, S.; Hahn, H.H. (2003): „Mikrobielle Kolmation und Dekolmation in Bodenfiltern“, Wasser und Abfall 2003, Heft 10
- Schwarz, M. (2004): „Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nukleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität“, Schriftenreihe des ISWW Universität Karlsruhe (TH), Band 116
- Shilton, A.N.; Elmetri, I.; Drizo, A.; Pratt, S.; Haverkamp, R.G.; Bilby, S.C. (2006): “Phosphorus removal by an “active” slag filter - a decade of full scale experience”, Water research, 40, 113-118
- Šimůnek, J.; Šenja, M.; van Genuchten, M.Th. (1999): “The HYDRUS-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media – Version 2.0”; U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California, USA
- Šimůnek, J.; van Genuchten, M. Th.; Šenja, M. (2008): “Development and Applications of the HYDRUS and STANMOD Software Packages and Related Codes”, Vadoze Zone Journal 7(2), 587-600
- Šimůnek, J. (2011): schriftliche Mitteilung in Bezug auf ein laufendes Forschungsvorhaben der Ecole des Mines de Nantes, Frankreich
- Tietz, A. (2008): „Characterization of the microbial population in the filter body of subsurface vertical flow constructed wetlands“, Promotionsschrift am WAU-SIG Universität für Bodenkultur, Wien
- Turković, R. (2009): „Sauerstoffregime in abwasserdurchsickerten Filtersanden“, Schriftenreihe des ISWW Universität Karlsruhe (TH), Band 136
- Uhl, M.; Kasting, U. (2002): „Verschmutzung des Niederschlagsabflusses in Misch- und Trennsystemen und von Straßen“, Wasser und Abfall, Heft 3 2002, S. 14 - 22
- Uhl, M.; Jübner, M. (2004): „Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung – Untersuchung von Sandsubstraten und Betriebsweisen“, Korrespondenz Abwasser 2004(51) Nr. 3, S. 261-270
- Uhl, M.; Dittmer, U. (2005a): „Constructed wetlands for CSO treatment — an overview of practice and research in Germany“, in WST Vol. 51 No 9 pp 23–30
- Uhl, M.; Henrichs, M.; Mutz, H. (2005b): „Simulationsmodelle für Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung“, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Förderkennzeichen 1707503, Labor für Wasserbau und Wasserwirtschaft, FH Münster
- Uhl, M.; Schmitt, T.G.; Henrichs, M.; Maus, C.; Meyer, D.; Perrefort, T.; Welker, A.; Woźniak, R. (2007): „Erstellung eines Eignungsnachweises für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter“, im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Schlussbericht
- Unit Operations and Unit Processes Laboratory Manual (1984): Association of Environmental Engineering Professors.
- van Genuchten, M.Th. (1980): “A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils”, Soil Sci. Soc. Am. J. 44:892–898
- Vohla, C.; Köiv, M.; Bavor, H.J.; Chazarenc, F.; Mander, U. (2009): Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands – A review. Ecological Engineering 37(1), 70-89

- Welker, A. (2004): „Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen“ (Habilitationsschrift), Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 20
- Waldhoff, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern, Dissertation im Fachbereich Bauingenieurwesen der Universität Kassel
- Woźniak, R. (2004): „Einfluss der Feststoffbelastung auf die Kolmationsprozesse in der Bodenfiltration“, Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, unveröffentlicht
- Woźniak, R.; Dittmer, D.; Welker, A.; Schmitt, T.G. (2006): „Einsatz von optischen Sauerstoffsonden zur Untersuchung von Prozessen in Retentionsbodenfiltern“, Wasserwirtschaft und Wassertechnik (wwt), Heft 2006/4, 26-29
- Woźniak, R.; Dittmer, U.; Welker, A. (2007): „Interaction of oxygen concentration and retention of pollutants in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment“, in WST Vol. 56 No 3 pp 31-38
- Woźniak, R. (2007): „Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern“, Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe Band 24

ANHANG 1: ERGÄNZENDE TABELLEN UND ABBILDUNGEN

Tabelle A 1: Übersicht Säulenversuche Rheinsand (Woźniak, 2007)

Datum		Versuchsbedingungen				Art der Ablaufbeprobung		Bemerkungen
		h _a [mm]		q _d [l/s*m²]				
		RS _A	RS _B	RS _A	RS _B			
1	12.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	Einfahrphase
2	17.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
3	19.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
4	24.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
5	26.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
6	31.08.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
7	02.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
8	07.09.2004	750	750	0,03	0,05	Ganglinie	Ganglinie	Tracer- und Hochlastversuch
9	08.09.2004	500	500	0,03	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
10	09.09.2004	500	500	0,03	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
11	16.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	Untersuchung des Einflusses der Abflussdrosselung auf die Reinigungsleistung unter "normaler" hydraulischer Belastung
12	21.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
13	23.09.2004	500	500	0,03	0,03	GMP	GMP	
14	28.09.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
15	05.10.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
16	07.10.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
17	12.10.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
18	19.10.2004	500	500	x	0,05	x	x	
19	21.10.2004	500	x	x	x	x	x	
20	22.10.2004	500	500	0,01	0,05	x	x	
21	26.10.2004	500	500	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
22	09.11.2004	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
23	16.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	Untersuchung des Einflusses der Abflussdrosselung auf die Reinigungsleistung unter erhöhter hydraulischer Belastung, Variierung der stofflichen Belastung, Untersuchung der Milieubedingungen im Ablauf
24	23.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
25	25.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
26	30.11.2004	1000	1000	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
27	07.12.2004	1250	1250	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	Untersuchung des Einflusses der Abflussdrosselung auf die Reinigungsleistung unter hoher hydraulischer Belastung, Variierung der stofflichen Belastung im Zulauf, Untersuchung der Milieubedingungen in situ
28	11.01.2005	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
29	13.01.2005	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
30	18.01.2005	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
31	25.01.2005	1500	1500	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
32	01.02.2005	1500	1500	0,01	0,05	Ganglinie	Ganglinie	
33	08.02.2005	500	500	0,01	0,05	GMP	GMP	
34	10.02.2005	500	500	0,01	0,03	GMP	GMP	
35	15.02.2005	2200	1500	0,01	0,03	Ganglinie	Ganglinie	
36	22.02.2005	1000	1000	0,01	0,03	Ganglinie	Ganglinie	
37	01.03.2005	1000	1000	0,01	0,03	Ganglinie	Ganglinie	
38	26.07.2005	500	x	0,01	x	GMP	x	Auffrischung nach langer Trockenpause
39	28.07.2005	500	x	0,01	x	GMP	x	
40	15.08.2005	2500	x	0,01	x	Ganglinie	x	Beschickungen zum direkten Vergleich mit Lavasandsäulen
41	23.08.2005	1000	x	0,01	x	Ganglinie	x	
42	11.10.2005	500	500	0,01	0,01	GMP	GMP	Vorbereitung der S _B zum Ausspülversuch
43	13.10.2005	500	500	0,01	0,01	GMP	GMP	
44	18.10.2005	500	500	0,01	0,01	GMP	GMP	
45	26.10.2005	x	500	x	0,01	x	GMP	
46	27.10.2005	1000	x	0,01	x	Ganglinie	x	S _A -Abbau für DNA/RNA-Untersuchung
47	02.11.2005	x	1000	x	0,01	x	Ganglinie	Ausspülversuch (Besch. mit entionisiertem Wasser)
48	04.11.2005	x	500	x	0,01	x	GMP	Vorbereitung der S _B zum NO ₃ -Tracerversuch
49	09.11.2005	x	500	x	0,01	x	GMP	
50	24.11.2005	x	500	x	0,01	x	GMP	
51	05.12.2005	x	500	x	0,01	x	GMP	
52	12.12.2005	x	1000	x	0,01	x	Ganglinie	NO ₃ -Tracerversuch

Legende

h_a – Beschickungshöhe [mm]

q_d – Drosselabflussspende [l/s·m²]

RS – Rheinsandsäule

LS – Lavasandsäule

GMP - Gesamtmischprobe

Tabelle A 2: Beschickung RBF-Säulenversuch ES35

TB	Anfang	Ende	Vol.	c CSB _{hom}	c CSB _S	c NH ₄ -N	c NO ₃ -N	c NO ₂ -N
[-]	[h]	[h]	[l]	[mg O ₂ /l]	[mg O ₂ /l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
1	0	1	35,7	47,9	42,3	12,7	1,8	0,12
2	13,07	13,08	4,14	49,8	37,7	13,5	1,7	0,11
3	24,4	25,5	10,11	66,1	53	13,5	1,2	0,14

TB = Teilbeschickung

Tabelle A 3: Beschickung RBF-Säulenversuch ES40

TB	Anfang	Ende	Vol.	c CSB _{hom}	c CSB _S	c NH ₄ -N	c NO ₃ -N	c NO ₂ -N
[-]	[h]	[h]	[l]	[mg O ₂ /l]	[mg O ₂ /l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
1	0	1	24	53	41,9	5,9	1,3	0,14
2	1	1,06	12,2	56,7	41,6	5,7	1,1	0,28
3	6,33	6,38	13,1	54,8	40,1	5,7	1,0	0,29
4	9,42	9,49	15,1	72,3	46,5	10,6	0,01	0,01
5	17,62	17,72	15,6	71,4	51,1	10,7	0,01	0,01

TB = Teilbeschickung

	N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
R	processes \ components	O ₂	CR	CS	CI	XH	XANs	XANb	NH ₄ N	NO ₂ N	NO ₃ N	N ₂ N	IP
Heterotrophic organisms													
1	hydrolysis	o	+	-	+	o	o	o	+	o	o	o	+
2	aerobic growth of heterotrophs on readily biodegradable COD	-	-	o	o	+	o	o	-	o	o	o	-
3	NO ₃ -growth of heterotrophs on readily biodegradable COD	o	-	o	o	+	o	o	-	o	-	+	-
4	NO ₂ -growth of heterotrophs on readily biodegradable COD	o	-	o	o	+	o	o	-	-	o	+	-
5	lysis	o	+	+	+	-	o	o	+	o	o	o	+
Nitrosomonas													
6	aerobic growth of N.somonas on NH ₄	-	o	o	o	o	+	o	-	+	o	o	-
7	lysis of N.somonas	o	+	+	+	o	-	o	+	o	o	o	+
Nitrobacter													
8	aerobic growth of N.bacter on NO ₂	-	o	o	o	o	o	+	-	-	+	o	-
9	lysis of N.bacter	o	+	+	+	o	o	-	+	o	o	o	+

Key: + = process r increases component n; - = process r decreases component n; o = process r has no affect on component n.

Abbildung A 1: CW2D Hauptprozesse (Langergraber, 2001)

	N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	components	O ₂	CR	CS	CI	XH	XANs	XANb	NH ₄ N	NO ₂ N	NO ₃ N	N ₂ N	IP
R	processes \ units	gO ₂	gCOD	gCOD	gCOD	gCOD	gCOD	gCOD	gN	gN	gN	gN	gP
Heterotrophic organisms													
1	hydrolysis		$1-f_{Hyd,CI}$	-1	$f_{Hyd,CI}$				$v_{1,N}$				$v_{1,P}$
2	aerobic growth of heterotrophs on readily biodegradable COD	$1 - 1/Y_H$	$-1/Y_H$			1			$v_{2,N}$				$v_{2,P}$
3	NO ₃ -growth of heterotrophs on readily biodegradable COD		$-1/Y_H$			1			$v_{3,N}$		$-(1-Y_H)/2.86Y_H$	$(1-Y_H)/2.86Y_H$	$v_{3,P}$
4	NO ₂ -growth of heterotrophs on readily biodegradable COD		$-1/Y_H$			1			$v_{4,N}$	$-(1-Y_H)/1.71Y_H$		$(1-Y_H)/1.71Y_H$	$v_{4,P}$
5	lysis		$f_{BM,CR}$	$1-f_{BM,CR}-f_{BM,CI}$	$f_{BM,CI}$	-1			$v_{5,N}$				$v_{5,P}$
Nitrosomonas													
6	aerobic growth of N.somonas on NH ₄	$-(3.43-Y_{ANs})/Y_{ANs}$					1		$i_{N,BM}-1/Y_{ANs}$	$1/Y_{ANs}$			$v_{6,P}$
7	lysis of N.somonas		$f_{BM,CR}$	$1-f_{BM,CR}-f_{BM,CI}$	$f_{BM,CI}$		-1		$v_{7,N}$				$v_{7,P}$
Nitrobacter													
8	aerobic growth of N.bacter on NO ₂	$-(1.14-Y_{ANb})/Y_{ANb}$						1	$v_{8,N}$	$-1/Y_{ANb}$	$1/Y_{ANb}$		$v_{8,P}$
9	lysis of N.bacter		$f_{BM,CR}$	$1-f_{BM,CR}-f_{BM,CI}$	$f_{BM,CI}$			-1	$v_{9,N}$				$v_{9,P}$

Abbildung A 2: CW2D stöchiometrische Matrix (Langergraber, 2001)

Tabelle A 4: Allgemeine Kenngrößen Einzelereignisse RBF Oberelsungen

Ereignis Nr.	Phase	Datum	h_FA	BP	TP vorher	Temperatur Ablauf
[-]	[-]	[dd.mm.jj]	[m³/m²]	[d]	[d]	[°C]
1	A	28.07.05	0.63	-	-	19.1
2	A	03.08.05	0.31	6.7	4.8	18.6
3	A	08.08.05	0.22	4.2	2.9	16.1
4	A	12.08.05	0.07	4.5	3.3	15.4
5	A	14.08.05	0.49	1.5	0.7	15.6
6	A	01.10.05	0.23	47.7	46.8	13.2
7	A	22.10.05	0.81	20.6	19.3	11.7
8	A	15.11.05	0.01	23.4	21.4	9.9
9	A	21.11.05	0.02	5.7	5.1	8.4
10	A	16.12.05	0.51	24.9	23.9	5.6
11	A	20.12.05	0.18	3.9	1.7	5.3
12	A	17.02.06	0.10	58.4	57.0	2.0
13	A	09.03.06	2.11	23.3	20.0	2.7
14	A	25.03.06	5.06	12.1	10.6	7.2
15	A	22.04.06	0.09	18.3	16.4	8.1
16	A	23.04.06	0.03	1.1	0.3	8.3
17	A	13.05.06	0.08	20.2	19.5	12.4
18	A	19.05.06	0.00	Ablaufhöhe unterhalb Grenzwert		
19	A	20.05.06	0.22	1.5	1.0	12.1
20	A	26.05.06	1.63	5.7	4.9	12.2
21	A	29.05.06	0.25	1.6	0.0	12.1
22	A	31.05.06	0.20	verworfen wegen Laborüberlastung		
23	A	01.06.06	0.30	verworfen wegen Laborüberlastung		
24	B	16.06.06	1.58	15.5	15.0	11.0
25	B	25.06.06	1.13	9.5	8.2	16.2
26	B	08.07.06	0.25	12.4	11.3	15.7
27	B	27.07.06	0.01	19.2	18.5	16.3
28	B	01.08.06	0.70	5.0	4.9	16.2
29	B	15.08.06	0.30	Defekt Zulauf-Probenehmer		
30	B	18.08.06	0.40	Defekt Zulauf-Probenehmer		
31	B	20.08.06	0.55	2.5	2.0	15.9
32	B	26.08.06	0.18	5.8	4.5	14.9
33	B	01.10.06	0.16	36.5	35.5	13.6
34	B	12.11.06	0.28	41.1	39.9	8.8
35	B	23.11.06	0.10	11.7	10.1	8.8
36	B	01.01.07	0.13	38.2	37.7	5.8
37	B	11.01.07	0.49	10.6	10.1	6.4
38	B	18.01.07	2.20	Ausfall durch Sturmschäden		
39	B	21.01.07	0.13	2.0	1.0	7.3
40	B	13.02.07	0.73	23.6	21.9	5.4
41	B	27.02.07	0.85	12.2	10.5	5.7
42	B	28.02.07	0.50	Defekt Zulauf-Probenehmer		
43	B	03.03.07	0.38	3.5	3.0	6.0
44	B	09.03.07	0.30	6.3	4.6	6.1
45	B	18.03.07	0.03	8.6	7.8	6.1
46	B	22.03.07	2.78	4.2	3.4	5.5
47	C	07.05.07	0.64	44.0	43.4	11.6
48	C	15.05.07	0.14	7.0	5.5	11.4
49	C	26.05.07	0.17	10.8	9.7	14.2
50	C	26.05.07	1.40	0.7	0.2	15.6
51	C	29.05.07	1.64	2.3	0.0	13.5
52	C	09.06.07	0.40	11.0	9.2	15.5
53	C	11.06.07	0.08	1.7	0.5	15.4
54	C	12.06.07	1.13	0.9	0.2	17.8
55	C	18.06.07	0.26	5.5	3.7	16.4
56	C	21.06.07	0.78	3.2	2.1	16.5
57	C	25.06.07	0.20	verworfen wegen Laborüberlastung		

BP = Beschickungspause, TP = Trockenphase

Tabelle A 5: Einzelereignisse CSB RBF Oberelsungen

Ereignis Nr.	MEK						Frachten pro m²						Wirkungsgrade		
	CSB_hom		CSB_S		CSB_X		CSB_hom		CSB_S		CSB_X		CSB_hom	CSB_S	CSB_X
	[mg O2/l]		[mg O2/l]		[mg O2/l]		[g/m²]		[g/m²]		[g/m²]		[%]	[%]	[%]
[-]	zu	ab	zu	ab	zu	ab	Σ zu	Σ ab	Σ zu	Σ ab	Σ zu	Σ ab			
1	65.6	9.3	-	-	-	-	41.6	5.9	-	-	35.7	-	85.8	-	-
2	140.6	12.6	-	-	-	-	43.3	3.9	-	-	39.4	-	91.0	-	-
3	38.8	5.4	-	-	-	-	8.4	1.2	-	-	7.2	-	86.1	-	-
4	128.6	16.5	-	-	-	-	8.7	1.1	-	-	7.6	-	87.2	-	-
5	78.0	8.3	-	-	-	-	38.4	4.1	-	-	34.3	-	89.4	-	-
6	91.6	20.7	-	-	-	-	21.4	4.8	-	-	16.6	-	77.4	-	-
7	141.8	11.8	-	-	-	-	114.8	9.6	-	-	105.2	-	91.7	-	-
8	60.8	5.0	-	-	-	-	0.9	0.1	-	-	0.8	-	91.8	-	-
9	83.9	18.5	-	-	-	-	2.1	0.5	-	-	1.6	-	78.0	-	-
10	125.5	15.3	-	-	-	-	63.6	7.8	-	-	55.8	-	87.8	-	-
11	111.5	22.4	-	-	-	-	20.4	4.1	-	-	16.3	-	79.9	-	-
12	89.0	11.8	-	-	-	-	8.9	1.2	-	-	7.7	-	86.7	-	-
13	84.5	17.2	-	-	-	-	178.3	36.3	-	-	142.1	-	79.7	-	-
14	87.6	18.0	-	-	-	-	443.4	91.0	-	-	352.3	-	79.5	-	-
15	94.0	17.6	-	-	-	-	8.0	1.5	-	-	6.5	-	81.2	-	-
16	108.4	21.5	-	-	-	-	3.1	0.6	-	-	2.5	-	80.1	-	-
17	416.2	38.1	-	-	-	-	31.8	2.9	-	-	28.9	-	90.9	-	-
18	Ablaufhöhe unterhalb Probenahmiegrenzwert														
19	342.0	25.0	-	-	-	-	75.4	5.5	-	-	69.9	-	92.7	-	-
20	54.6	8.4	-	-	-	-	89.1	13.7	-	-	75.3	-	84.6	-	-
21	138.9	6.9	-	-	-	-	34.1	1.7	-	-	32.4	-	95.0	-	-
22	verworfen wegen Laborüberlastung														
23	verworfen wegen Laborüberlastung														
24	243.6	16.8	-	-	-	-	384.3	26.4	-	-	357.9	-	93.1	-	-
25	110.0	13.7	-	-	-	-	124.5	15.5	-	-	109.0	-	87.6	-	-
26	160.5	17.6	-	-	-	-	40.7	4.5	-	-	36.2	-	89.0	-	-
27	142.3	46.7	-	-	-	-	1.6	0.5	-	-	1.1	-	67.2	-	-
28	170.6	16.8	-	-	-	-	119.4	11.8	-	-	107.7	-	90.1	-	-
29	Defekt Zulauf-Probenehmer														
30	Defekt Zulauf-Probenehmer														
31	67.7	11.0	-	-	-	-	37.0	6.0	-	-	31.0	-	83.8	-	-
32	57.4	15.5	-	-	-	-	10.2	2.8	-	-	7.4	-	72.9	-	-
33	126.0	25.4	-	-	-	-	20.2	4.1	-	-	16.2	-	79.8	-	-
34	59.3	12.2	-	-	-	-	16.3	3.3	-	-	13.0	-	79.5	-	-
35	61.8	16.8	-	-	-	-	5.9	1.6	-	-	4.3	-	72.8	-	-
36	252.8	19.2	27.0	19.2	225.8	0.1	32.4	2.5	3.5	2.5	29.0	0.1	92.4	28.6	99.5
37	82.2	15.2	-	-	-	-	40.2	7.4	-	-	-	-	81.5	-	-
38	Ausfall Zulaufprobenehmer und Ablaufschieber durch Sturm Schäden														
39	28.3	5.0	-	-	-	-	3.6	0.6	-	-	-	-	82.3	-	-
40	83.2	12.9	-	-	-	-	60.7	9.4	-	-	-	-	84.5	-	-
41	75.2	15.1	34.2	13.5	41.0	1.6	63.6	12.8	28.9	11.4	34.6	1.3	79.9	60.5	96.1
42	Defekt Zulauf-Probenehmer														
43	37.3	7.4	18.1	-	19.2	-	14.1	2.8	6.8	-	7.3	-	80.2	-	-
44	42.8	5.6	19.1	-	23.8	-	12.7	1.7	5.7	-	7.0	-	86.9	-	-
45	109.1	16.1	36.7	13.8	72.4	2.3	3.5	0.5	1.2	0.4	2.3	0.1	85.2	62.5	96.8
46	49.2	9.4	22.3	-	26.9	-	136.6	26.0	61.9	-	74.6	-	80.9	-	-
47	145.1	28.4	20.5	18.2	124.6	10.2	92.5	18.1	13.1	11.6	79.4	6.5	80.4	11.2	91.8
48	88.9	15.9	29.7	15.3	59.2	0.6	12.1	2.2	4.1	2.1	8.1	0.1	82.1	48.5	99.0
49	100.5	18.1	-	16.0	-	2.1	17.2	3.1	-	2.7	-	0.4	82.0	-	-
50	46.7	11.2	17.7	10.0	29.0	1.2	65.2	15.7	24.7	14.0	40.5	1.7	76.0	43.3	95.8
51	12.8	7.2	-	-	-	-	21.0	11.8	-	-	-	-	43.6	-	-
52	213.4	21.4	32.6	17.4	180.9	4.0	84.4	8.4	12.9	6.9	71.5	1.6	90.0	46.6	97.8
53	141.1	17.0	32.3	14.5	108.8	2.5	11.6	1.4	2.7	1.2	9.0	0.2	88.0	55.2	97.7
54	52.0	13.3	18.6	12.5	33.4	0.8	59.0	15.1	21.1	14.2	37.9	0.9	74.4	32.8	97.6
55	89.8	7.5	15.0	-	74.7	-	23.4	2.0	3.9	-	19.5	-	91.7	-	-
56	19.4	6.2	15.8	-	3.7	-	15.1	4.8	12.2	-	2.8	-	68.2	-	-
57	verworfen wegen Laborüberlastung														

Ereignis Nr.	MEK				Frachten pro m²				Wirkungsgrade	
	NH4-N		NO3-N		NH4-N		NO3-N		NH4-N	NO3-N
	[mg/l]		[mg/l]		[g/m²]		[g/m²]		[%]	[%]
[-]	zu	ab	zu	ab	Σ zu	Σ ab	Σ zu	Σ ab		
1	1.5	0.1	1.6	1.0	1.0	0.0	1.0	0.6	97	36
2	2.1	0.1	1.9	2.1	0.7	0.0	0.6	0.6	97	-8
3	1.6	0.1	1.1	1.4	0.3	0.0	0.2	0.3	96	-35
4	6.4	0.3	1.3	2.4	0.4	0.0	0.1	0.2	95	-84
5	3.6	0.1	0.9	1.3	1.8	0.1	0.4	0.6	97	-44
6	9.1	1.7	1.3	2.7	2.1	0.4	0.3	0.6	82	-111
7	1.4	0.1	1.8	2.6	1.1	0.1	1.4	2.1	94	-48
8	3.2	0.1	1.1	3.8	0.0	0.0	0.0	0.1	96	-246
9	8.2	0.4	1.0	3.7	0.2	0.0	0.0	0.1	95	-270
10	3.9	0.5	1.6	1.8	2.0	0.3	0.8	0.9	86	-8
11	5.5	0.6	4.3	5.4	1.0	0.1	0.8	1.0	88	-27
12	2.5	0.2	2.3	8.8	0.2	0.0	0.2	0.9	91	-284
13	7.6	2.6	5.3	4.7	16.0	5.4	11.2	10.0	66	11
14	7.1	2.5	6.6	4.7	36.1	12.6	33.6	23.9	65	29
15	4.8	0.3	2.6	42.1	0.4	0.0	0.2	3.6	94	-1522
16	14.2	1.0	4.1	23.2	0.4	0.0	0.1	0.7	93	-470
17	4.3	0.2	2.0	32.8	0.3	0.0	0.2	2.5	95	-1524
18	Ablaufhöhe unterhalb Probenahmegrenzwert									
19	3.5	0.2	1.5	19.8	0.8	0.0	0.3	4.4	96	-1210
20	2.7	0.2	1.3	2.5	4.4	0.3	2.1	4.1	94	-96
21	3.3	0.1	1.5	7.9	0.8	0.0	0.4	1.9	97	-442
22	verworfen wegen Laborüberlastung									
23	verworfen wegen Laborüberlastung									
24	2.0	0.2	2.2	2.8	3.2	0.4	3.5	4.4	88	-26
25	1.8	0.1	1.0	3.2	2.0	0.1	1.2	3.6	95	-209
26	1.8	0.2	1.5	10.8	0.5	0.0	0.4	2.7	90	-602
27	3.2	0.4	2.8	14.9	0.0	0.0	0.0	0.2	87	-424
28	1.3	0.1	1.4	8.7	0.9	0.0	1.0	6.1	95	-526
29	Defekt Zulauf-Probenehmer									
30	Defekt Zulauf-Probenehmer									
31	1.8	0.2	0.9	2.9	1.0	0.1	0.5	1.6	91	-231
32	3.2	0.5	0.9	5.0	0.6	0.1	0.2	0.9	85	-489
33	2.3	0.4	1.5	7.4	0.4	0.1	0.2	1.2	82	-408
34	1.4	0.2	1.1	9.0	0.4	0.0	0.3	2.5	88	-749
35	2.8	0.7	1.3	3.8	0.3	0.1	0.1	0.4	76	-190
36	1.6	0.1	1.7	9.1	0.2	0.0	0.2	1.2	93	-434
37	1.9	0.2	1.2	3.6	0.9	0.1	0.6	1.8	89	-198
38	Ausfall Zulaufprobenehmer und Ablaufschieber durch Sturmschäden									
39	1.8	0.1			0.2	0.0			94	-
40	2.5	0.1	2.2	7.0	1.8	0.1	1.6	5.1	95	-215
41	-		2.7	5.2			2.3	4.4		-94
42	Defekt Zulauf-Probenehmer									
43	3.2	0.1	3.2	7.4	1.2	0.0	1.2	2.8	98	-129
44	3.4	0.0	2.6	9.2	1.0	0.0	0.8	2.7	99	-262
45	5.7	0.3	1.8	13.3	0.2	0.0	0.1	0.4	94	-622
46	3.0	0.8	4.1	5.6	8.3	2.3	11.3	15.4	72	-36
47	3.4	0.3	1.8	9.9	2.1	0.2	1.1	6.3	92	-451
48	1.0	0.2	1.0	14.0	0.1	0.0	0.1	1.9	81	-1277
49	2.0	0.1	2.2	9.9	0.3	0.0	0.4	1.7	96	-347
50	1.2	0.0	1.1	1.9	1.7	0.1	1.6	2.6	96	-66
51	2.2	0.1	1.5	1.9	3.6	0.2	2.5	3.0	94	-24
52	2.0	0.1	1.5	10.8	0.8	0.0	0.6	4.3	95	-618
53	1.6	0.0	1.4	7.5	0.1	0.0	0.1	0.6	99	-436
54	1.8	0.1	1.7	2.3	2.0	0.1	2.0	2.6	96	-35
55	1.2	0.1	1.0	4.3	0.3	0.0	0.2	1.1	94	-349
56	1.9	0.1	1.0	2.4	1.5	0.0	0.8	1.9	97	-129
57	verworfen wegen Laborüberlastung									

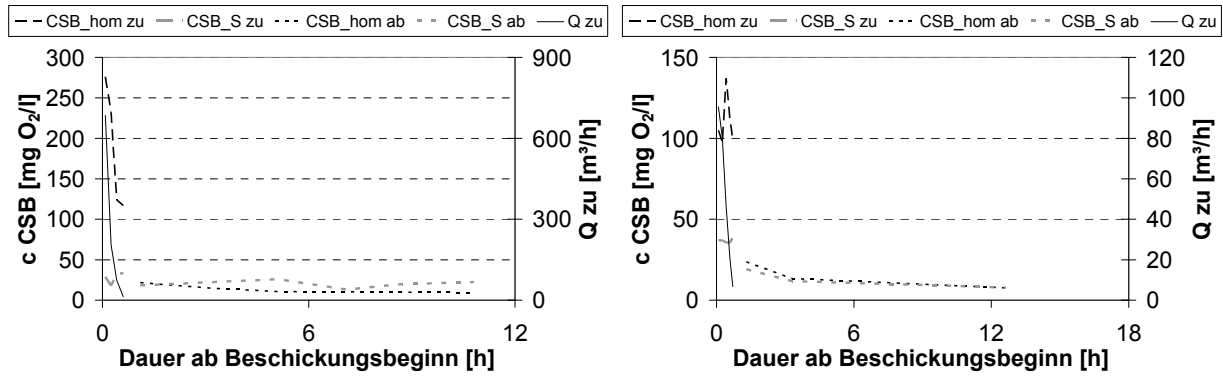


Abbildung A 3: Ganglinien CSB-Fractionen Ereignis 36 (links) und 45 (rechts) Oberelsungen

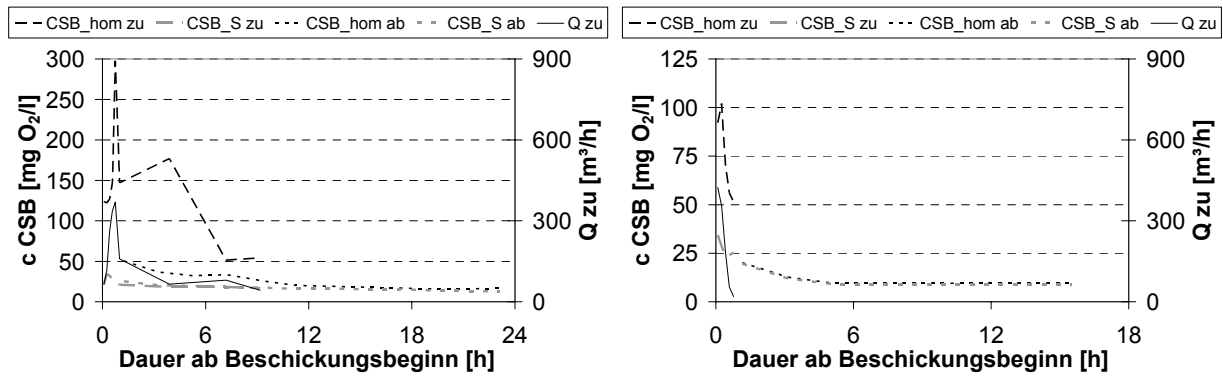


Abbildung A 4: Ganglinien CSB-Fractionen Ereignis 47 (links) und 48 (rechts) Oberelsungen

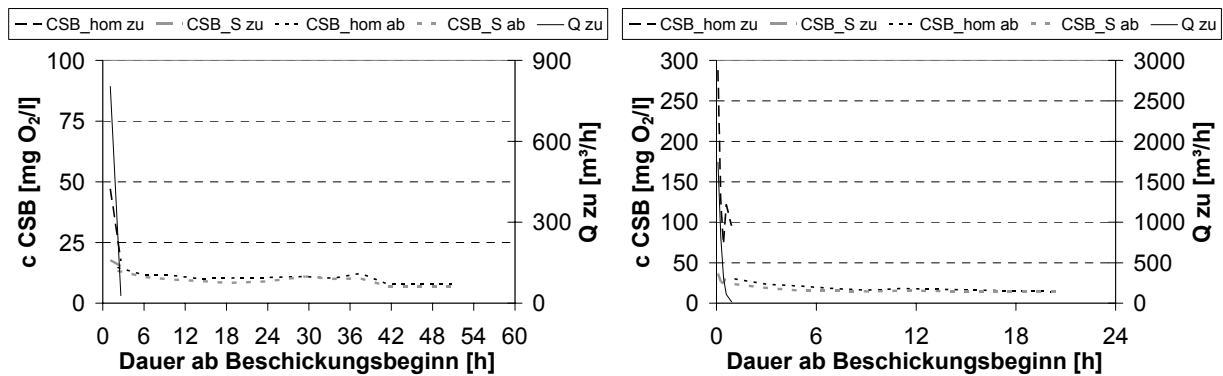


Abbildung A 5: Ganglinien CSB-Fractionen Ereignis 50 (links) und 52 (rechts) Oberelsungen

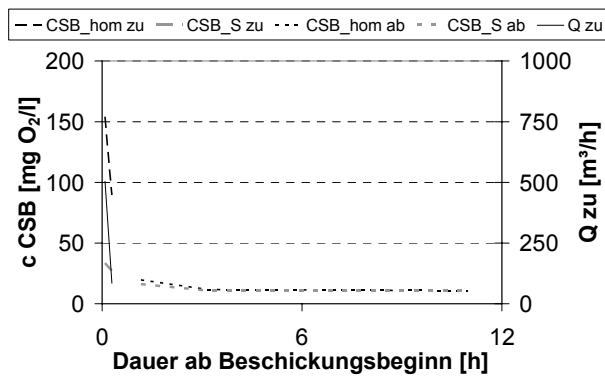


Abbildung A 6: Ganglinien CSB-Fractionen Ereignis 53 Oberelsungen

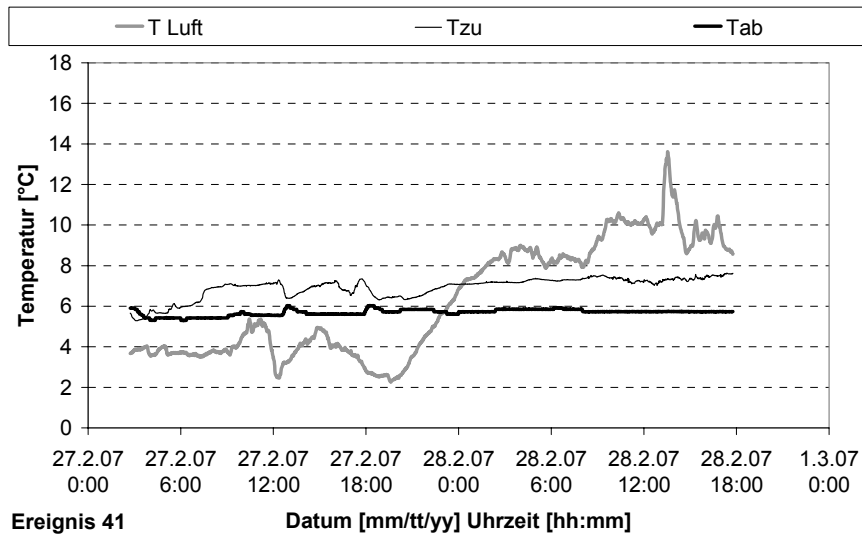


Abbildung A 7: Temperaturganglinien RBF Oberelsungen Ereignis 41

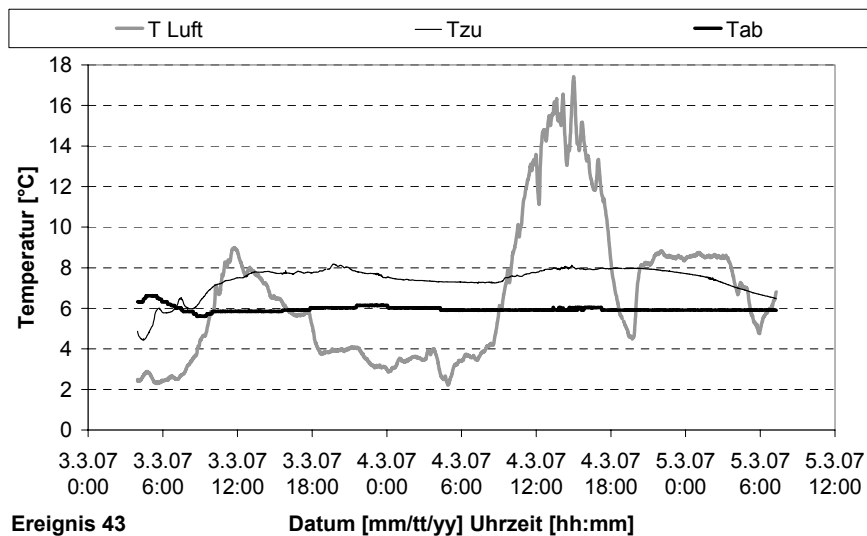


Abbildung A 8: Temperaturganglinien RBF Oberelsungen Ereignis 43

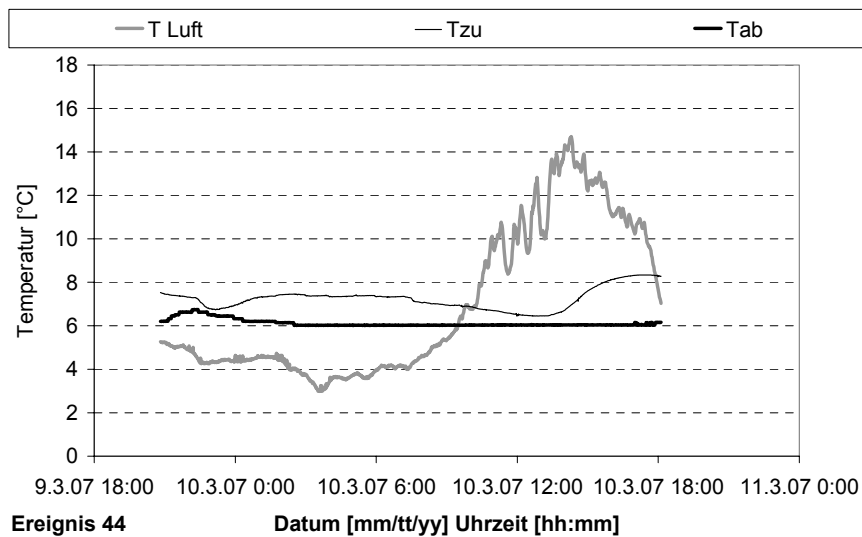


Abbildung A 9: Temperaturganglinien RBF Oberelsungen Ereignis 44

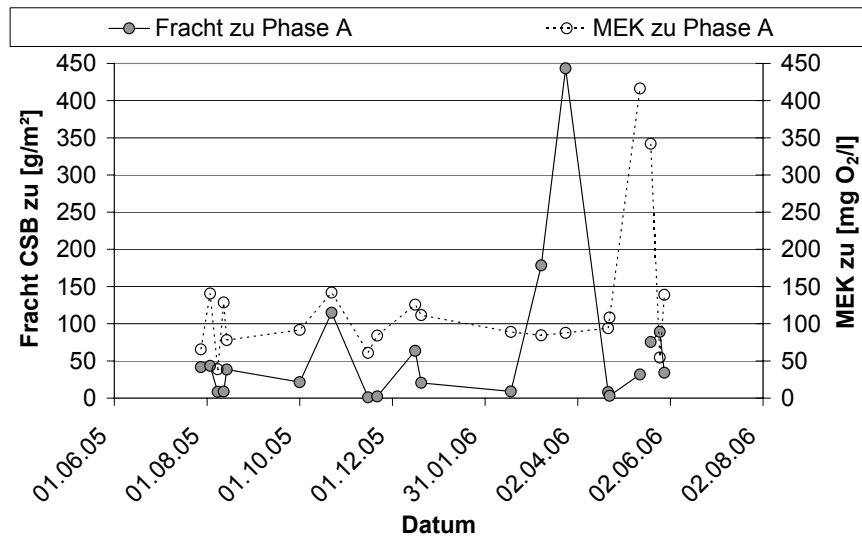


Abbildung A 10: Frachten und MEK CSB_hom Zulauf Oberelungen Phase A

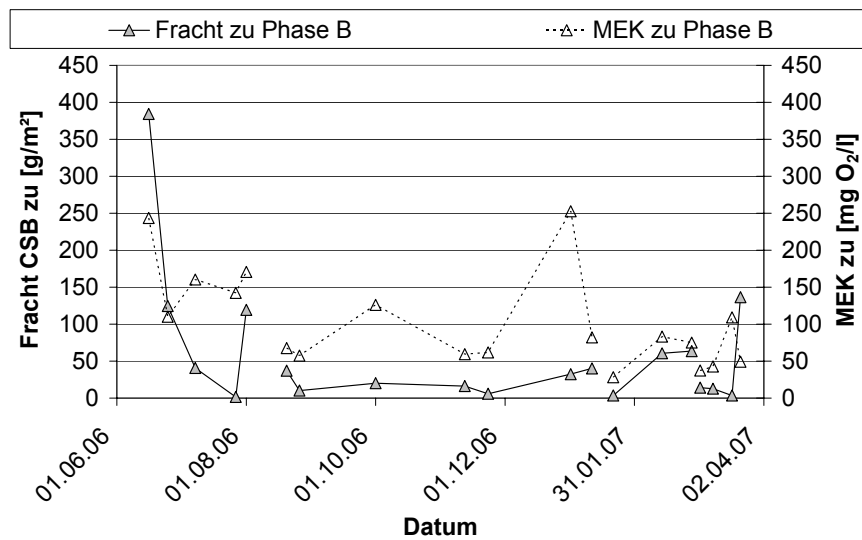


Abbildung A 11: Frachten und MEK CSB_hom Zulauf Oberelungen Phase B

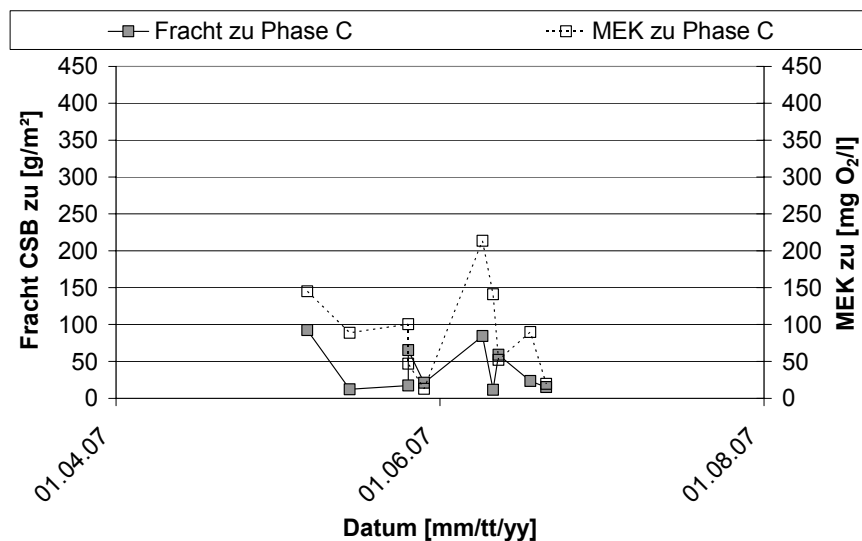
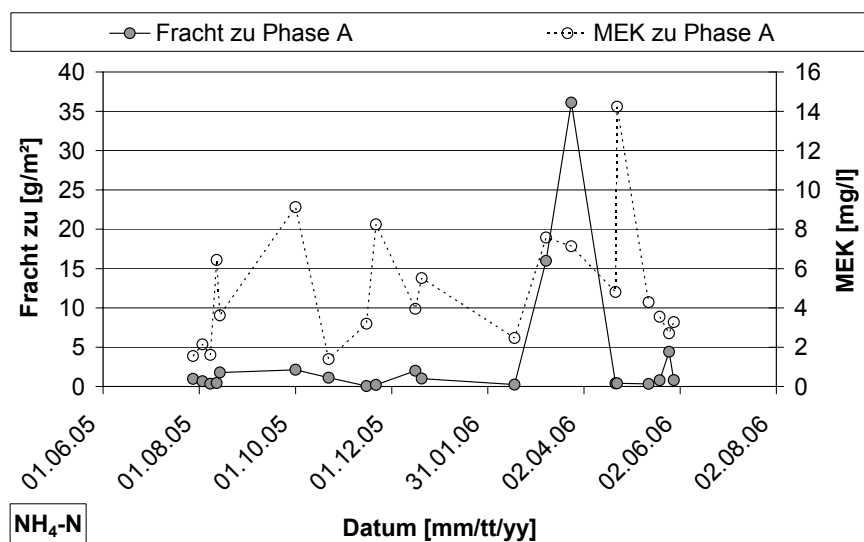
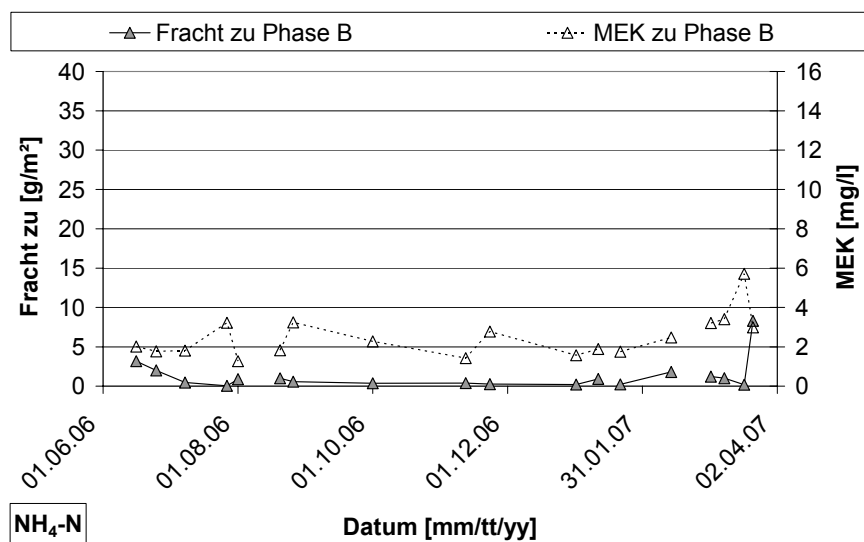
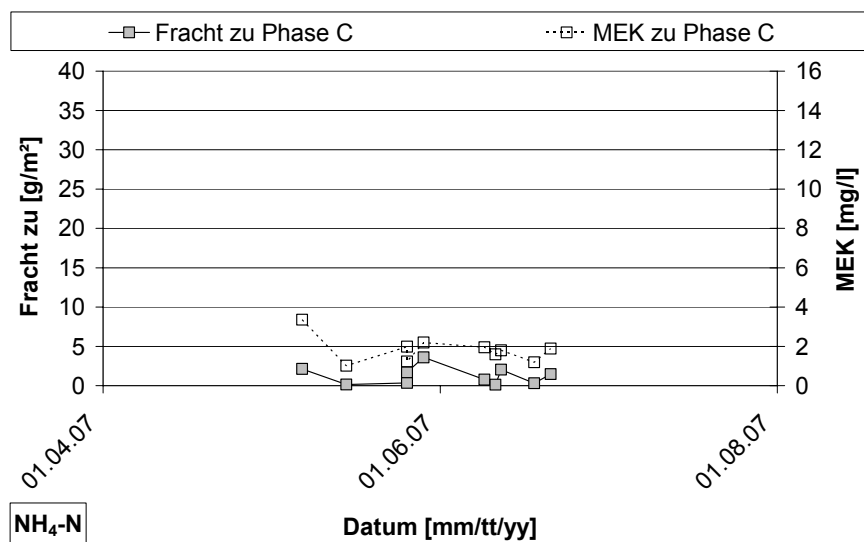


Abbildung A 12: Frachten und MEK CSB_hom Zulauf Oberelungen Phase C

Abbildung A 13: $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachten und MEK im Zulauf Phase A OberelsungenAbbildung A 14: $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachten und MEK im Zulauf Phase B OberelsungenAbbildung A 15: $\text{NH}_4\text{-N}$ Frachten und MEK im Zulauf Phase C Oberelsungen

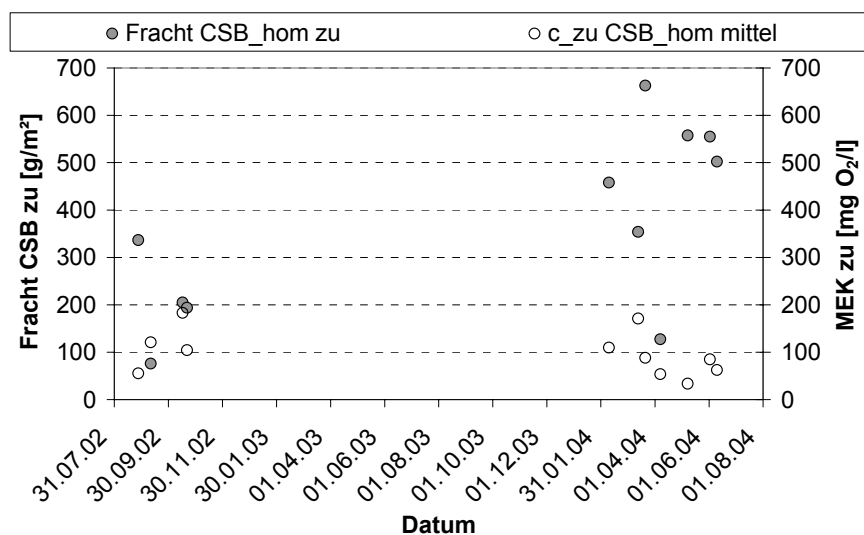


Abbildung A 16: Frachten und MEK CSB_hom im Zulauf Ensheim

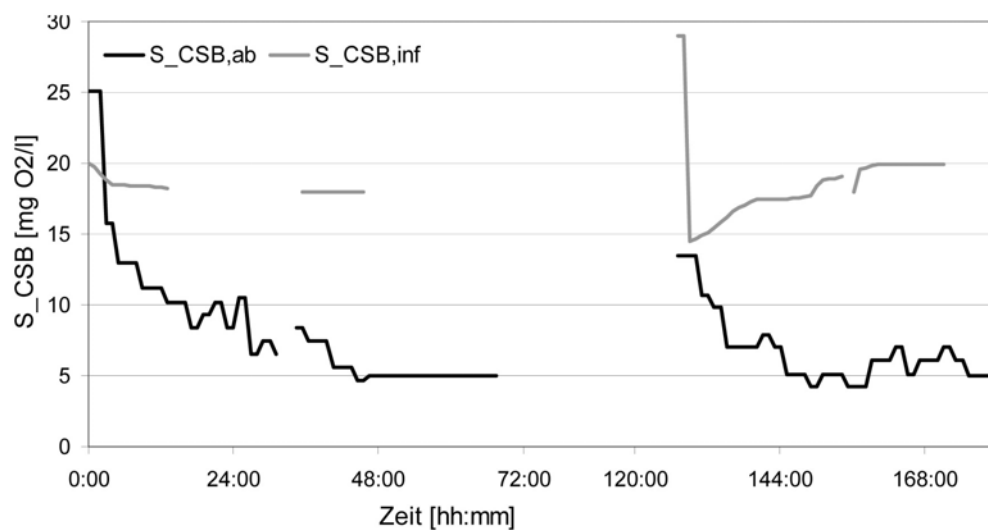
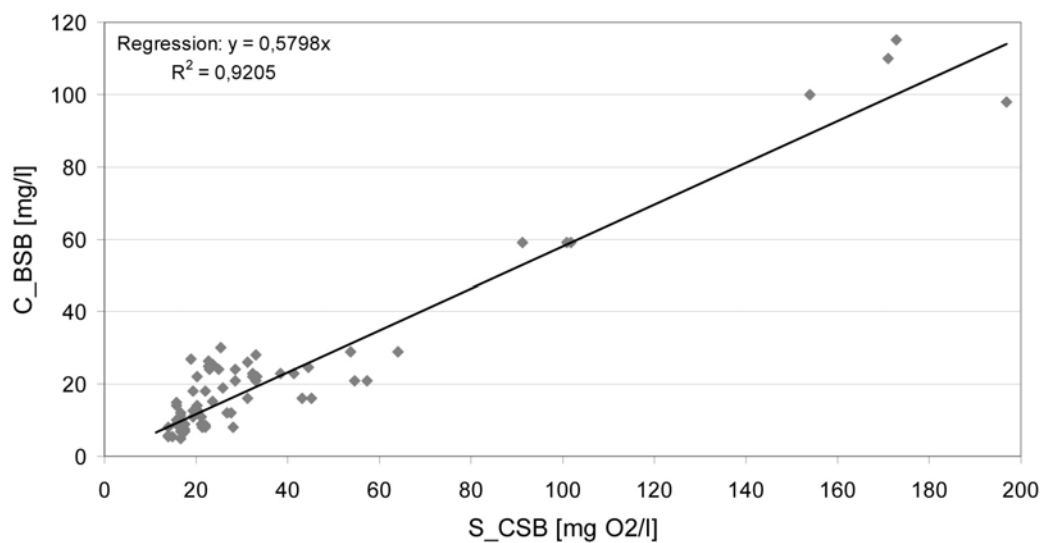


Abbildung A 17: Beispiel CSB_S-Ganglinien Ensheim (16. bis 24.10.2002) (Dittmer, 2006)

Abbildung A 18: Korrelation zwischen CSB_S und BSB₅ Ensheim (Dittmer, 2006)

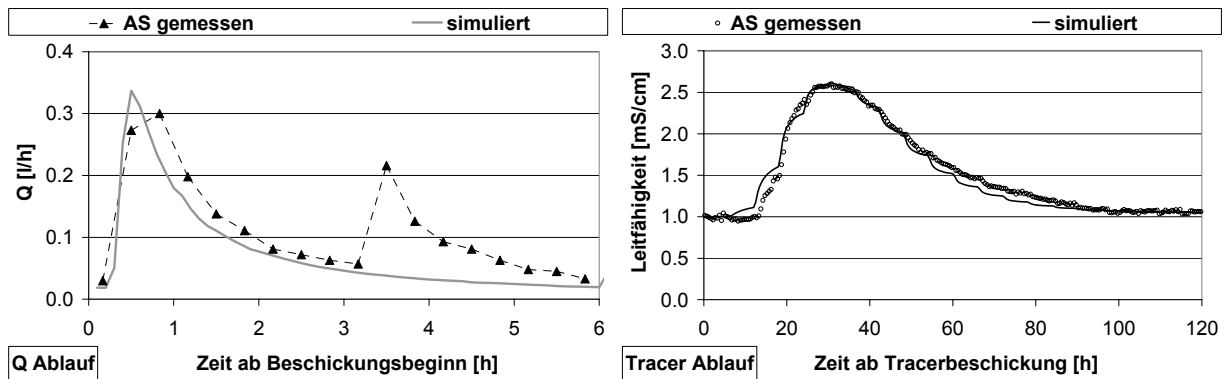


Abbildung A 19: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Austrian Sand (AS)

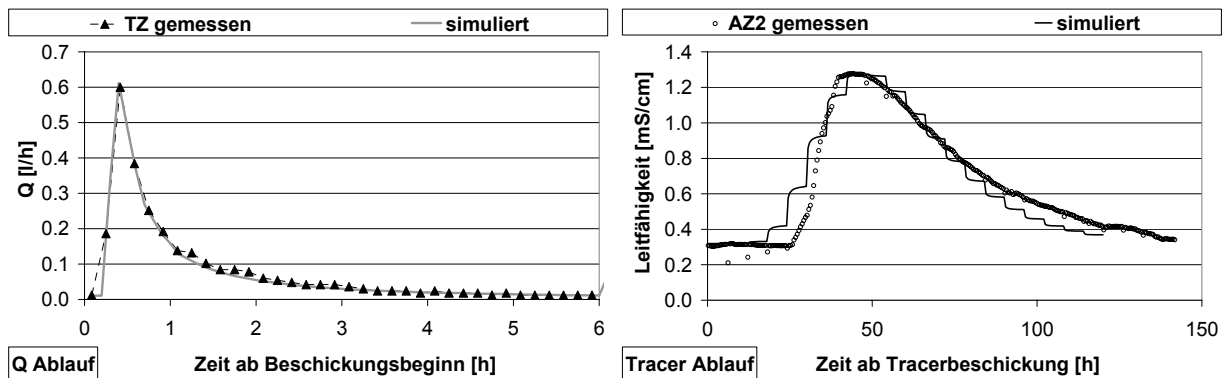


Abbildung A 20: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Turkish Zeolite (TZ)

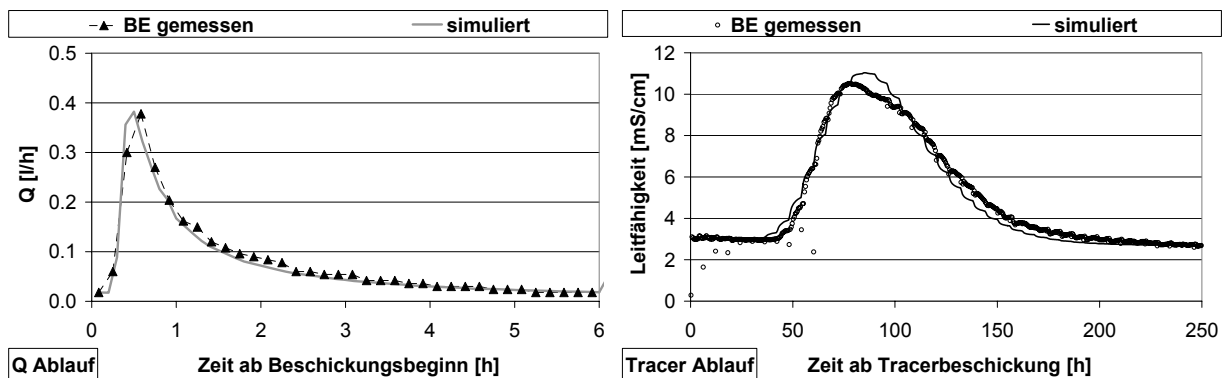


Abbildung A 21: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Betonbruch (BE)

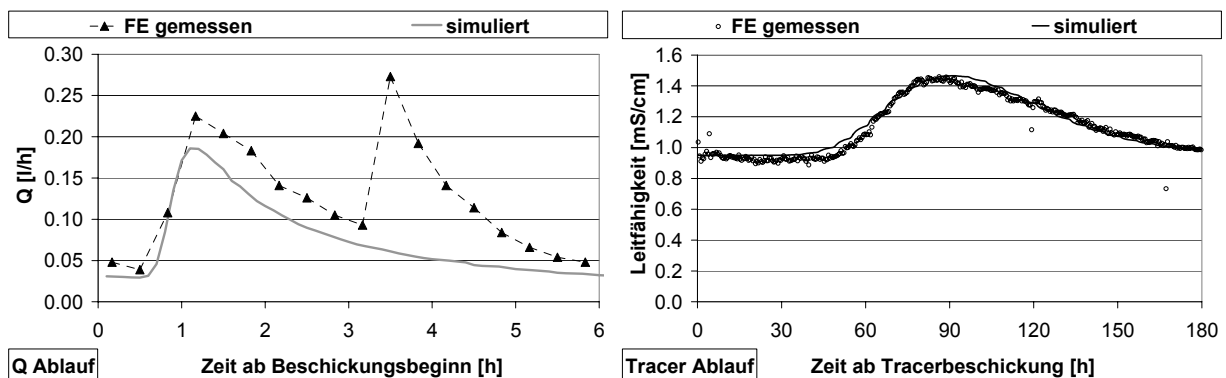


Abbildung A 22: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Ferrosorp (FE)

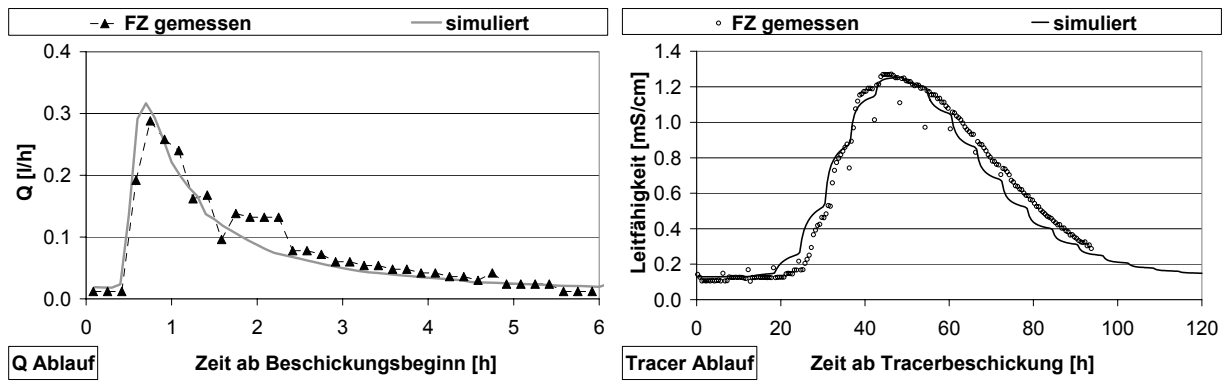
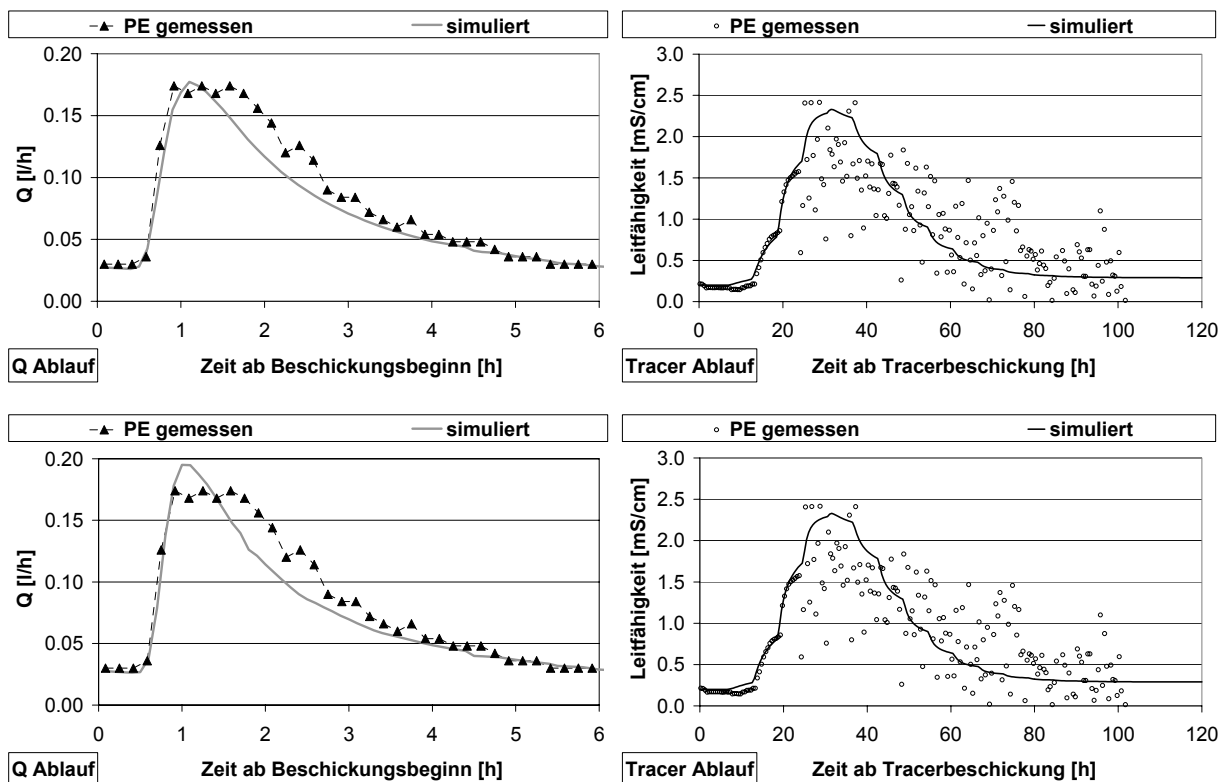


Abbildung A 23: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Ferrosorp + Austrian Zeolite (FZ)

Abbildung A 24: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Perlit (PE) kalibriert auf Q_s (oben) oder K_s (unten)

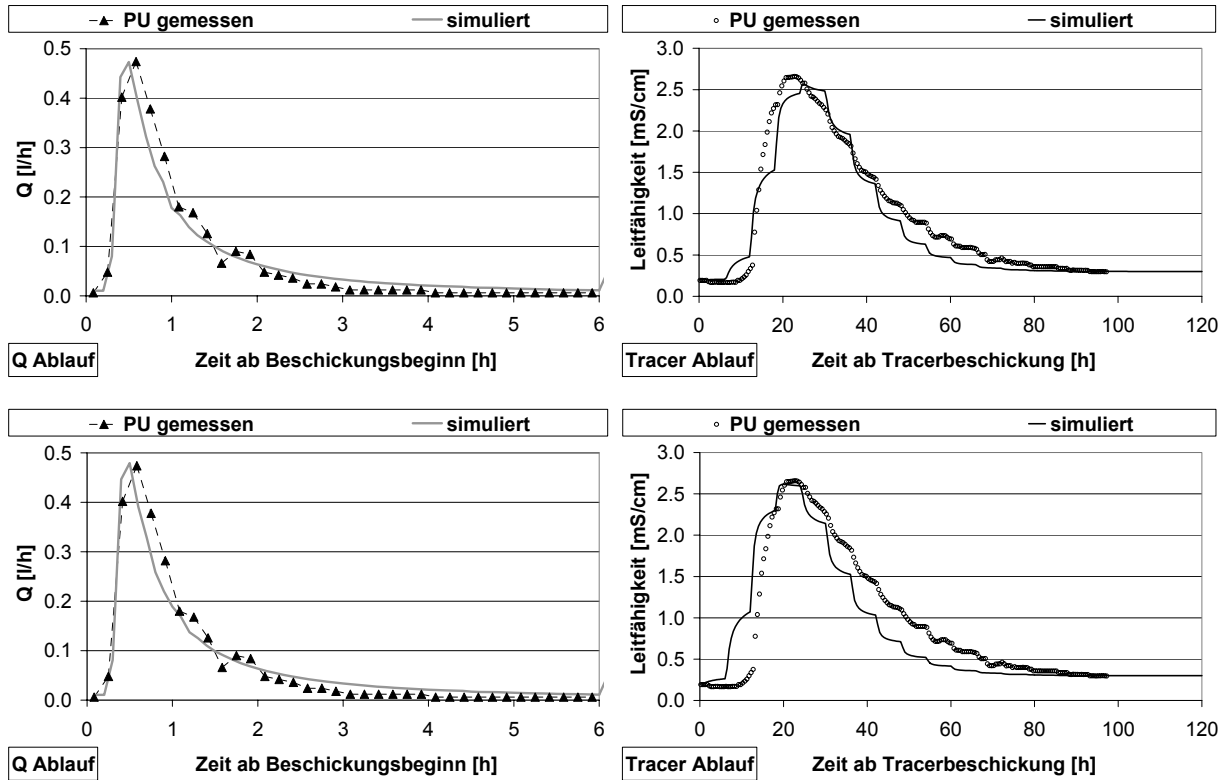


Abbildung A 25: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Pumice (PU) kalibriert auf Q_s (oben) oder K_s (unten)

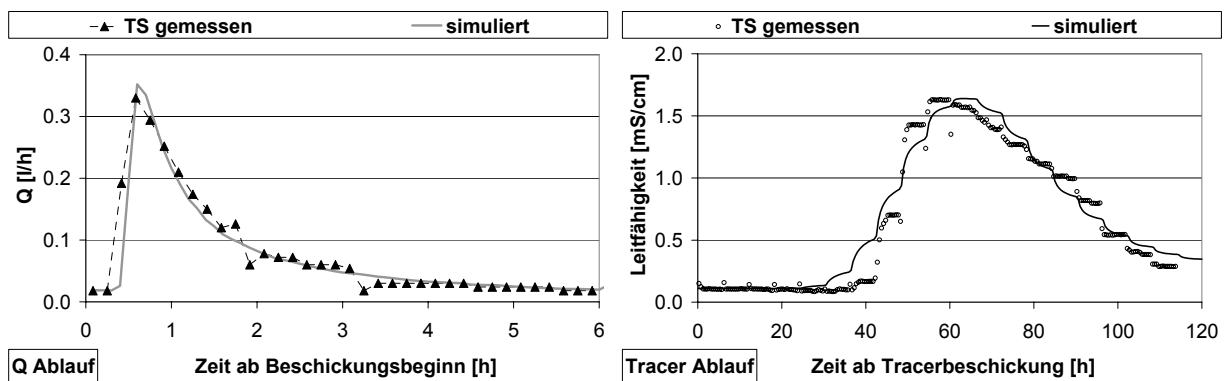


Abbildung A 26: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Turkish Sand (TS)

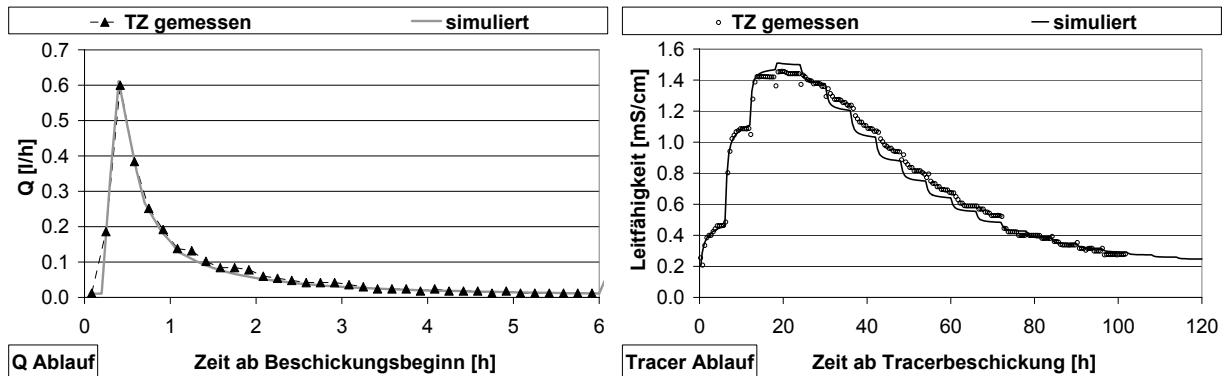


Abbildung A 27: Ablaufganglinien und Tracerdurchbruch Turkish Zeolite (TZ)

ANHANG 2: MODELLAUFBAU RSF_SIM IN ERGÄNZUNG ZU KAPITEL 6

A2.1 Modellbeschreibung Hydraulik RSF_DiSc

Zur grundlegenden Beschreibung der Wasserbewegung sollten neben der Wahl des Zeitschrittes (Z_i) und der manuellen bzw. automatischen Bereitstellung der Zulaufcharakteristika (V_{in_tn}) zunächst die räumlichen Dimensionen bestimmt werden. Neben der Bodenfilteroberfläche (A_F) können dazu die nutzbare Tiefe des Retentionsraumes (h_{RR}) - gemessen von Filterkörperoberfläche bis Höhe des Filterbeckenüberlaufes entsprechend H_{RBF} nach DWA-M 178 (2005) – sowie die Höhe der Prozessschicht (h_P) als Eingangsgrößen festgelegt werden. Als Begrenzung des Filterdurchsatzes unter gesättigten Bedingungen wurde die Drosselabflussspende ($q_{Dr,RBF}$) bereits im Eingangsbeispiel eingeführt.

Um einen Simulationsdurchgang zu starten, müssen für bestimmte Parameter Startwerte festgelegt werden, die die Werte t_0 nur im 1. Berechnungsschritt repräsentieren. Dies gilt bei der hydraulischen Berechnung für die Wassergehalte in allen Schichten (hier Q_{RR_ts} ; Q_{P_ts}). In Tabelle A 7 werden alle genannten Eingangsgrößen mit einer üblichen Größenordnung angegeben. Danach erfolgt die Definition von Hilfsgrößen, die die Modellbeschreibung vereinfachen. Im Anschluss wird die mathematische Konstruktion aufgezeigt.

Tabelle A 7: Eingangsparameter RSF_DiSc

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
Z_i	[min]	einheitliches Zeitintervall
V_{in_tn}	[m ³]	Zulauf RBF in Zeitschritt n
A_F	[m ²]	Filterfläche
h_{RR}	[m]	Höhe Retentionsraum
h_P	[m]	Höhe Prozessschicht
Q_P	[%]	Porenanteil Prozessschicht
$q_{Dr,RBF}$	[l/(s*m ²)]	Drosselablaufspende
Q_{RR_ts}	[%]	Wassergehalt Retentionsraum Start
Q_{P_ts}	[%]	Wassergehalt Prozessschicht Start

Hilfsgrößen

Aus den genannten Eingangsgrößen lassen sich Hilfsgrößen ermitteln, die über die gesamte Berechnung unverändert bleiben. Die Berechnung des Drosselablaufvolumens (V_{limit}) wurde bereits in Gleichung 6-2 beschrieben. Neben einer Umrechnung für den gewählten Zeitschritt Z_i [min] in die Basiseinheit [h] umfassen weitere Hilfsparameter bei der hydraulischen Berechnung die Ermittlung von Volumina aus den Höhen- und Flächenangaben der Eingangsparameter. Zudem sind aus den angegebenen Wassergehalten bei Simulationsstart (ts) die Volumina bei Berechnungsbeginn berechenbar.

$$Z \text{ [h]} = Z_i \text{ [min]} / 60 \text{ [min/h]}$$

Gleichung A 1: Übertragung des gewählten Zeitschrittes in Basiseinheit

$$V_{RR_max} \text{ [m}^3\text{]} = A_F \text{ [m}^2\text{]} * h_{RR} \text{ [m]}$$

Gleichung A 2: Maximales Volumen des Retentionsraumes

$$V_{P_max} \text{ [m}^3\text{]} = A_F \text{ [m}^2\text{]} * h_P \text{ [m]} * Q_P \text{ [%]}$$

Gleichung A 3: Verfügbares Porenvolumen der Prozessschicht RSF_DiSc

$$V_{RR_ts} \text{ [m}^3\text{]} = A_F \text{ [m}^2\text{]} * h_{RR} \text{ [m]} * Q_{RR_ts} \text{ [%]}$$

Gleichung A 4: Wasservolumen im Retentionsraum bei Simulationsstart

$$V_{P_ts} \text{ [m}^3\text{]} = A_F \text{ [m}^2\text{]} * h_P \text{ [m]} * Q_{P_ts} \text{ [%]}$$

Gleichung A 5: Wasservolumen in der Prozessschicht bei Simulationsstart

Beschreibung der Berechnungsschritte

Die Berechnung der Volumenströme und Teilvolumina entsprechend Abbildung A 28 erfolgt mit dem Ablauf (V_{out}) beginnend. Diese Methodik ist ein Resultat aus der Modellentwicklung von RSF_Sim und wird daher in Kap. A2.2 näher betrachtet. Die Berechnungsschritte stellen keine Wiedergabe einer bestehenden Routine dar, decken sich inhaltlich jedoch mit den Vorgaben nach Schmitt und Dittmer (2007) bzw. Dittmer (2006).

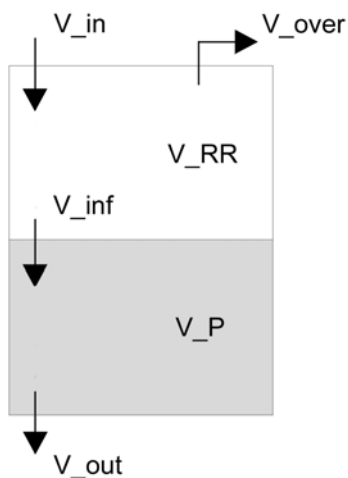


Abbildung A 28: Fließschema RSF_DiSc

$$V_{out_t1} [m^3] = V_{limit} [m^3]$$

wenn $V_{P_t0} + V_{inf_t1} > V_{limit}$ (genügend Wasser für Drosselablauf vorhanden)

sonst ist

$$V_{out_t1} [m^3] = V_{P_t0} [m^3] + V_{inf_t1} [m^3] \text{ (ggf. } = V_{limit} \text{)}$$

Gleichung A 6: Aktuelles Ablaufvolumen RSF_DiSc

$$V_{P_t1} [m^3] = V_{P_t0} [m^3] + V_{inf_t1} [m^3] - V_{out_t1} [m^3]$$

Gleichung A 7: Aktuelles Wasservolumen in der Prozessschicht RSF_DiSc

$$V_{inf_t1} [m^3] = V_{P_max} [m^3] - V_{P_t0} [m^3] + V_{limit} [m^3]$$

wenn $V_{P_max} [m^3] - V_{P_t0} [m^3] + V_{limit} [m^3] < V_{RR_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3]$ (genug Wasser für Sättigung)

sonst ist

$$V_{inf_t1} [m^3] = V_{RR_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3]$$

Gleichung A 8: Aktuelles Infiltrationsvolumen RSF_DiSc

$$V_{RR_t1} [m^3] = V_{RR_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3] - V_{inf_t1} [m^3] - V_{over_t1} [m^3]$$

Gleichung A 9: Aktuelles Wasservolumen im Retentionsraum RSF_DiSc

$$V_{over_t1} [m^3] = V_{RR_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3] - V_{inf_t1} [m^3] - V_{RR_max} [m^3]$$

wenn $V_{RR_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3] - V_{inf_t1} [m^3] > V_{RR_max} [m^3]$ (Retentionsraum übersättigt)

sonst ist

$$V_{over_t1} [m^3] = 0$$

Gleichung A 10: Aktueller Filterüberlauf RSF_DiSc

A2.2 Modellbeschreibung Hydraulik RSF_Sim

Als eine Modellerweiterung wird das Gesamtvolumen in RSF_Sim neben der Abtrennung des Retentionsraumes nun in 2 Schichten unterteilt (vgl. Abbildung A 28 und Abbildung A 29), wobei zwischen einer Prozessschicht und der Dränschicht unterschieden wird. Die Prozessschicht fasst Sedimentschicht, Deckschicht und Sandschicht zusammen. Die Dränschicht wird als gesonderte Schicht behandelt, da ihr Volumen ebenso wie das des Retentionsraumes nicht in die Beschreibung von Reinigungsprozessen eingehen soll. Von einem vollständigen Verzicht der Drainage im neuen Modell wurde abgesehen, da deren Wirkung als zusätzlicher Retentionsraum als nicht vernachlässigbar erschien. Eine Unterscheidung in vertikale Schichten erfolgt bisher nicht.

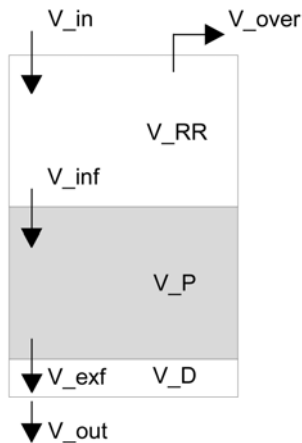


Abbildung A 29: Fließschema RSF_Sim

Eingangsparameter

Als neue, in Tabelle A 7 nicht angegebene Eingangsparameter sind die Höhen der Prozessschicht (h_P) und der Dränschicht (h_D) festzulegen. Für die Prozessschicht sollte berücksichtigt werden, dass aufgrund der Füllung mit Sand bzw. Kies und Sediment nicht das vollständige Volumen zur Verfügung steht, sondern nur ein Anteil entsprechend der maximalen betrieblichen Sättigung. Daher ist der betriebliche Sättigungsgrad der Prozessschicht (Q_{s_P}) zu bestimmen. Weiterhin erfolgt am Ende eines Beschickungsereignisses aufgrund der Kapillarkraft keine vollständige Entleerung, sodass ein Restwassergehalt (Q_{r_P}) festzulegen ist. Der Restwassergehalt ermöglicht die Berechnung von Konzentrationen während Trockenphasen und ist daher nicht durch eine Reduktion des verfügbaren Porenraumes zu ersetzen. Im Gegensatz dazu ist dies bei der Dränschicht möglich, da hier keine Beschreibung stofflicher Prozesse erfolgt. So kann der zusätzliche Retentionsraum durch die Differenz des betrieblichen Sättigungsgrades und des Restwassergehaltes durch den reduzierten verfügbaren Porenraum (Q_D) hinreichend genau beschrieben werden. Durch die Berücksichtigung einer weiteren Schicht kommt mit $Q_{D_{ts}}$ ein weiterer Startwert hinzu.

Als weiterer Parameter zur Nachbildung der Filterdurchströmung wird eine Limitierung des maximalen Volumendurchsatzes der Prozessschicht mittels der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_f) als notwendig erachtet. Da dieser maximale Durchsatz immer kleiner ist als ein entsprechender Wert für die darunter liegende Dränschicht, ist für diese keine weitere Limitierung erforderlich.

Tabelle A 8: Eingangsparameter RSF_Sim Hydraulik

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
Zi	[min]	einheitliches Zeitintervall
V_in_tn	[m³]	Zulauf RBF in Zeitschritt n
A_F	[m²]	Filterfläche
h_RR	[m]	Höhe Retentionsraum
h_P	[m]	Höhe Prozessschicht
h_D	[m]	Höhe Dränschicht
Qs_P	[%]	betrieblicher Sättigungswassergehalt Prozessschicht
Qr_P	[%]	Restwassergehalt Prozessschicht
Q_D	[%]	reduzierter verfügbarer Porenraum Dränung
Kf	[m/s]	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
q_Dr,RBF	[l/(s*m²)]	Drosselablaufspende
Q_RR_ts	[%]	Wassergehalt Retentionsraum Start
Q_P_ts	[%]	Wassergehalt Prozessschicht Start
Q_D_ts	[%]	Wassergehalt Dränschicht Start

Hilfsgrößen

Aus den genannten Eingangsgrößen in Tabelle A 8 können ebenso wie bei RSF_DiSc Hilfsgrößen abgeleitet werden, die über den Berechnungszeitraum unveränderlich bleiben. Dazu gehören die Umrechnungen des gewählten Zeitschrittes in die Basiseinheit [h] (Z), das maximale Volumen des Retentionsraumes (V_RR_max) und das Drosselablaufvolumen (V_limit), welche bereits in Kap. 6.2.1 bzw. A2.1 dargestellt wurden. Letzteres trifft auch auf das Wasservolumen im Retentionsraum bei Simulationsstart (V_RR_ts) und das Wasservolumen in der Prozessschicht bei Simulationsstart (V_P_ts) zu. Eine Änderung ergibt sich für das verfügbare Porenvolumen in der Prozessschicht V_P_max, da zuvor weder der Rest- (Qr_P) noch der Sättigungswassergehalt (Qs_P) betrachtet wurden, sondern nur ein betrieblich verfügbarer Porenraum als Differenz der beiden Wassergehalte. Zudem können weitere begrenzende Volumina, die auf die Durchströmungsgeschwindigkeit limitierend einwirkenden Größen und die zusätzliche Startbedingung in der Dränschicht zusammengefasst werden.

$$V_{P_max} [m^3] = A_F [m^2] * h_P [m] * Qs_P [%]$$

Gleichung A 11: Verfügbares Porenvolumen der Prozessschicht

$$V_{P_min} [m^3] = A_F [m^2] * h_P [m] * Qr_P [%]$$

Gleichung A 12: Restwasservolumen der Prozessschicht

$$V_{Kf} [m^3] = K_f [m/s] * A_F [m^2] * Q_{s_P} [%] * Z_i [min] * 60$$

Gleichung A 13: Durch Kf-Wert und Porenvolumen limitierter maximaler Filterdurchsatz

$$V_{D_max} [m^3] = A_F [m^2] * h_D [m] * Q_{Ds} [%]$$

Gleichung A 14: Verfügbares Porenvolumen der Dränschicht

$$V_{D_min} [m^3] = A_F [m^2] * h_D [m] * Q_D [%]$$

Gleichung A 15: Restwasservolumen der Dränschicht

$$V_{D_ts} [m^3] = A_F [m^2] * h_D [m] * Q_{D_ts} [%]$$

Gleichung A 16: Wasservolumen in der Dränschicht bei Simulationsstart

Beschreibung der Berechnungsschritte

Im gegebenen Eingangsbeispiel erfolgte die Berechnung des Wasservolumens im gesamten Filterkörper. Durch die Unterteilung des Gesamtvolumens muss diese Berechnung nun für jeden Teil des Gesamtvolumens durchgeführt werden. Dabei können die Bedingungen für die Wassergehalte in den einzelnen Schichten in die entsprechende Volumenbilanz eingebracht werden. Alternativ dazu besteht die Möglichkeit, die Interaktion der Schichten getrennt von der Volumenbilanz zu betrachten, sodass die Randbedingungen für die jeweiligen Wassergehalte in den Volumenstrom zwischen zwei Schichten eingebracht werden. Auf diese Weise lässt sich das mathematische Konstrukt übersichtlicher gestalten und ist für zukünftige Veränderungen leichter nachvollziehbar.

Da die Berechnung des Volumens in der Retentionsschicht mit V_{over} und V_{inf} 2 unbekannte Subtrahenden besitzt, erfolgt die Auflösung des Gleichungssystems rekursiv ausgehend von der Dränschicht. Um im letzten Schritt V_{inf} als bekannt annehmen zu können, beginnt der Algorithmus am Filterablauf mit:

$$V_{out_t1} [m^3] = V_{limit} [m^3]$$

$$\text{wenn } V_{D_t0} [m^3] + V_{exf_t1} [m^3] > V_{limit} [m^3]$$

sonst ist

$$V_{out_t1} [m^3] = V_{D_t0} [m^3] + V_{exf_t1} [m^3]$$

Gleichung A 17: Aktuelles Ablaufvolumen

Das Wasservolumen in der Dränschicht t_0 ist aus dem vorhergehenden Berechnungsschritt bekannt bzw. über V_{D_ts} gegeben. Die Berechnung im Zeitschritt t_1 erfolgt durch die Bilanz:

$$V_{D_t1} [m^3] = V_{D_t0} [m^3] + V_{exf_t1} [m^3] - V_{out_t1} [m^3]$$

Gleichung A 18: Aktuelles Wasservolumen in der Dränschicht

Auch hier verbleibt die Unbekannte V_{exf_t1} , deren Definition zu diskutieren ist. Da für das aktuelle Volumen in der Prozessschicht (Gleichung A 26) eine Bilanz ohne Bedingungen aufgestellt wird, sind die Randbedingungen für die Volumenströme in die Berechnung der in- und exfiltrierenden Wassermengen einzuflechten. Besondere Bedingungen stellen sich durch die unterschiedlichen Limitierungen infolge der hydraulischen Leitfähigkeit des Filtermaterials und eines gedrosselten Filterablaufes, die sich je nach Füllungszustand auswirken. Sind Drän- und Prozessschicht im Zeitschritt t_0 gesättigt, so ist die Durchströmungsgeschwindigkeit über das Drosselablaufvolumen V_{limit} gegeben. Im nicht gesättigten Zustand müssen verschiedene Fälle unterschieden werden:

Im Regelfall beinhaltet die Prozessschicht bei Ereignisbeginn das Restwasservolumen. Kommt es nun zu einer Beschickung, so infiltriert das Wasser in den Filterkörper und tritt erst nach Durchströmung des Substrates wieder aus. Um für stoffliche Prozesse die Berücksichtigung der Durchströmungsdauer vorzuhalten und um eine verbesserte Anpassung der hydraulischen Bedingungen zu ermöglichen, ist eine passende Modellbeschreibung zu wählen. Dazu werden unter verschiedenen hydraulischen Zuständen folgende Anforderungen gestellt:

- Die zur Durchströmung benötigte Zeit soll berücksichtigt werden, d. h. zwischen Beschickungsbeginn und Beginn der Exfiltration ist die hydraulische Leitfähigkeit der limitierende Faktor.
- Ist die maximal mögliche Infiltrationsintensität (im Durchschnitt über den Zeitraum bis zum Ende der Durchströmungsdauer) kleiner als die hydraulische Leitfähigkeit, so soll sich die Prozessschicht aus einem teilgesättigten Zustand entleeren.
- Ist die maximal mögliche Infiltrationsintensität größer als die hydraulische Leitfähigkeit (Regelfall), so soll die Prozessschicht vor Exfiltrationsbeginn gesättigt werden.
- Folgen mehrere Teilbeschickungen aufeinander, so soll die Durchströmungsdauer nur dann mehrfach berücksichtigt werden, wenn zwischenzeitlich eine vollständige Entleerung der Prozessschicht auftritt. In diesem Fall kann nur dann von Teilbeschickungen gesprochen werden, wenn die Drainageschicht noch nicht vollständig entleert ist.

Diese Anforderungen sollten zunächst mit der zuvor angewandten Methode der wenn-Bedingungen erfüllt werden. Vereinfacht wurde davon ausgegangen, dass sich die Prozessschicht erst sättigt, bevor ein Ablauf stattfindet. Dabei wird vernachlässigt, dass sich das Substrat zunächst sehr stark mit Wasser anreichert, bevor es erst nach Einstau der Drainage mit ansteigendem Horizont betrieblich gesättigt wird. Diese Vernachlässigung erscheint zulässig, da die Wasseranreicherung bei der ersten Durchströmung bereits so stark ist, dass eine Unterscheidung vom betrieblichen Sättigungswassergehalt den Rahmen der gewählten Modellgenauigkeit übersteigt.

Als Bedingung für eine Exfiltration könnte daher gelten, dass sie nur dann stattfindet, wenn die Prozessschicht gesättigt ist und in t_1 eine Infiltration stattfindet. Bei kleinen Ereignissen, die

die Prozessschicht nicht sättigen, würde so jedoch keine Exfiltration möglich. Für diesen Fall könnte die Entleerung mit Ende der Infiltration einsetzen - die benötigte Durchströmungszeit bliebe nur teilweise beachtet. Trifft dann jedoch eine Beschickung auf einen teilgesättigten Filterkörper, so würde erst dann wieder ein Ablauf aus dem Filter stattfinden, nachdem dieser gesättigt wurde. Aufgrund der Vielzahl der möglichen Konstellationen wurde die Einführung eines Hilfsparameters (Z_{exf}) gewählt, der einer relativ genauen Berücksichtigung der Durchströmungsdauer dient:

$$Z_{\text{exf_t1}} [-] = h_{\text{P}} [\text{m}] \cdot (Q_{\text{s_P}} - Q_{\text{r_P}}) / Q_{\text{s_P}} [-] / (K_{\text{f}} [\text{m/s}] \cdot Z_{\text{i}} [\text{min}] \cdot 60 [\text{s/min}])$$

$$\text{wenn } V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] = V_{\text{P_min}} [\text{m}^3]$$

$$\text{und wenn } V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] = 0$$

sonst ist

$$Z_{\text{exf_t1}} [-] = Z_{\text{exf_t0}} [-] - 1$$

$$\text{wenn } Z_{\text{exf_t0}} [-] > 1$$

sonst ist

$$Z_{\text{exf_t1}} [-] = 0$$

Gleichung A 19: Hilfsparameter Z_{exf}

Der Hilfsparameter Z_{exf} stellt somit einen Countdown dar, dessen Maximalwert durch die Zeitschrittzahl repräsentiert wird, die bis zu einer vollständigen Sättigung benötigt wird. Dabei wird durch den Korrekturfaktor $(Q_{\text{s_P}} - Q_{\text{r_P}}) / Q_{\text{s_P}}$ berücksichtigt, dass der Restwassergehalt zwar nicht den maximalen Filterdurchsatz verringert, jedoch das bis zur Sättigung benötigte Infiltrationsvolumen reduziert. Die Aktivierung des Countdowns erfolgt durch eine Füllung der Prozessschicht über den Restwassergehalt hinaus ($V_{\text{P_t0}} > V_{\text{P_min}}$). Sein Ende ($Z_{\text{exf}} = 0$) wird als Bedingung für die Exfiltration eingebracht - der Neustart erfolgt nach Entleerung der Prozessschicht. Mit Hilfe von Z_{exf} kann die Bedingung der Exfiltration wie folgt definiert werden:

$$V_{\text{exf_t1}} [\text{m}^3] = 0$$

$$\text{wenn } Z_{\text{exf_t1}} [-] > 0 \text{ (Durchströmungszeit nicht erreicht)}$$

sonst ist

$$V_{\text{exf_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{Kf}} [\text{m}^3] + V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] - V_{\text{P_max}} [\text{m}^3]$$

$$\text{wenn } Z_{\text{exf_t0}} [-] > 0 \text{ (Bedingung zur Beschreibung eines Sonderfalls)}$$

$$\text{und wenn } V_{\text{D_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{Kf}} [\text{m}^3] + V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] - V_{\text{limit}} [\text{m}^3] < V_{\text{D_max}} [\text{m}^3] \text{ (genug Platz in Dränung)}$$

$$\text{und wenn } V_{\text{Kf}} [\text{m}^3] + V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] - V_{\text{P_max}} [\text{m}^3] > 0 \text{ (genug Wasser im Filter)}$$

sonst ist

$$V_{\text{exf_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{Kf}} [\text{m}^3]$$

wenn $V_{\text{D_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{Kf}} [\text{m}^3] - V_{\text{limit}} [\text{m}^3] < V_{\text{D_max}} [\text{m}^3]$ (genug Platz in Dränung)

und wenn $V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{Kf}} [\text{m}^3] > V_{\text{P_min}} [\text{m}^3]$ (genug Wasser im Filter)

sonst ist

$$V_{\text{exf_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{D_max}} [\text{m}^3] - V_{\text{D_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{limit}} [\text{m}^3]$$

wenn $V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] + V_{\text{D_t0}} [\text{m}^3] - V_{\text{D_max}} [\text{m}^3] - V_{\text{limit}} [\text{m}^3] > V_{\text{P_min}} [\text{m}^3]$ (genug im Filter)

sonst ist

$$V_{\text{exf_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{P_min}} [\text{m}^3]$$

Gleichung A 20: Aktuelles Exfiltrationsvolumen

$$V_{\text{P_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{exf_t1}} [\text{m}^3]$$

Gleichung A 21: Aktuelles Wasservolumen in der Prozessschicht

$$V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{Kf}} [\text{m}^3]$$

wenn $V_{\text{D_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{Kf}} [\text{m}^3] - V_{\text{limit}} [\text{m}^3] < V_{\text{D_max}} [\text{m}^3] + V_{\text{P_max}} [\text{m}^3]$ (genug Kapazität)

und wenn $V_{\text{RR_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3] > V_{\text{Kf}} [\text{m}^3]$ (Wasserdargebot ausreichend)

sonst ist

$$V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{D_max}} [\text{m}^3] + V_{\text{P_max}} [\text{m}^3] - V_{\text{D_t0}} [\text{m}^3] - V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{limit}} [\text{m}^3]$$

wenn $V_{\text{RR_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{D_max}} [\text{m}^3] - V_{\text{P_max}} [\text{m}^3] + V_{\text{D_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] - V_{\text{limit}} [\text{m}^3] > 0$

(Wasserdargebot zur Sättigung ausreichend)

sonst ist

$$V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{RR_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3]$$

Gleichung A 22: Aktuelles Infiltrationsvolumen

$$V_{\text{RR_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{RR_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{over_t1}} [\text{m}^3]$$

Gleichung A 23: Aktuelles Wasservolumen im Retentionsraum

$$V_{\text{over_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{RR_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{RR_max}} [\text{m}^3]$$

wenn $V_{\text{RR_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{in_t1}} [\text{m}^3] - V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3] > V_{\text{RR_max}} [\text{m}^3]$ (Retentionsraum zu klein)

sonst ist

$$V_{\text{over_t1}} [\text{m}^3] = 0$$

Gleichung A 24: Aktueller Filterüberlauf

Da hier bereits alle Größen definiert sind, ist die Berechnung der Volumina der Schichten und der Interaktionen abgeschlossen. Nachfolgend werden die ablaufenden Schritte der Filterdurchströmung für ein Regelereignis aufgezählt. In der Berechnung berücksichtigte Sonder- und Grenzfälle werden dabei nicht betrachtet, um einen Überblick über die definierten Vorgänge zu erhalten:

- Zu Ereignisbeginn finden sich im Regelfall in Prozess- und Dränschicht die Restwassergerhalte, der Retentionsraum ist frei.
- Mit Ereignisbeginn füllt sich die Prozessschicht. Da die Infiltrationsrate durch die hydraulische Leitfähigkeit des Filtermaterials limitiert ist, füllt sich bei ausreichend hoher Zulaufintensität gleichzeitig der Retentionsraum.
- Der Zulaufbeginn löst einen Countdown aus, der die zur Durchströmung des Filterkörpers benötigte Zeit berücksichtigt. Mit Ende des Countdowns beginnt der Ablauf aus der Prozessschicht in die Dränschicht (Exfiltration). Gleichzeitig wird die Prozessschicht vollständig gesättigt.
- Mit Beginn der Exfiltration setzt der Filterablauf ein, der durch die Drosseleinstellung limitiert ist.
- Da die Exfiltration im Regelfall eine höhere Intensität besitzt als der Drosselablauf, kommt es zu einer Sättigung der Dränschicht. Damit wird die Durchströmungsgeschwindigkeit in allen Schichten von der Drosseleinstellung limitiert.
- Übersteigt die Zulaufmenge die Kapazität des Retentionsraumes, so kommt es zum Filterüberlauf.
- Abschließend entleeren sich Retentionsraum, Prozess- und Dränschicht mit der Drosselgeschwindigkeit.

Die Notwendigkeit der dargestellten erweiterten Genauigkeit zur Beschreibung der Wasserbewegung in der Prozessschicht ergibt sich aus den in Kap. A2.6 und A2.7 beschriebenen stofflichen Prozessen. Eine Zusammenfassende Betrachtung erfolgte in Kap. 6.3.

$$T_{RR_t1} [h] = T_{RR_t1} [h] + 1 * Z [h]$$

$$\text{wenn } V_{RR_t1} [m^3] > 0$$

sonst ist

$$T_{RR_t1} [h] = 0$$

Gleichung A 25: Berechnung der Einstaudauer des Retentionsraumes

Um einen Warnparameter für eine mögliche Filterüberlastung zu erhalten, wird die Einstaudauer des Retentionsraumes (T_{RR_t1} , Gleichung A 25) ermittelt. Die Abfrage des Maximalwertes erfolgt in der Ergebniskontrolle (Kap. A2.5).

A2.3 Stofftransport und Stoffrückhalt

Entsprechend der dargelegten Untersuchungsergebnisse (Kap. 4) und der Anwendung von CW2D (Kap. 5) erfolgt der Aufbau des Modells RSF_Sim unterteilt in Stofftransport und Stoffrückhalt. Der Transport umfasst dabei im Wesentlichen die Konvektion, der Rückhalt die Prozesse der Filtration, Sedimentation und Sorption.

A2.3.1 Konvektion, Diffusion und Dispersion in RSF_Sim

Der gewählte Ansatz des Stofftransportes (Kap. 6.2.2) berücksichtigt weder Diffusion noch Dispersion im eigentlichen Sinn. Aufgrund der im Vergleich zu Finite-Elemente-Modellen groben räumlichen und zeitlichen Diskretisierung erscheint er dazu prinzipiell ungeeignet. In Folge der Darstellung der Stoffausbreitung ergeben sich jedoch Effekte, die sich ähnlich auswirken wie Diffusion bzw. Dispersion.

Die vollständige Durchmischung entspricht in ihrer Wirkung einer spontanen vollständigen Diffusion innerhalb eines Teilvolumens (z.B. dem Retentionsraum) und innerhalb eines Zeitschrittes. In der Folge ist die Stoffausbreitung im Gesamtsystem sowohl von der räumlichen als auch von der zeitlichen Diskretisierung abhängig. Je kleiner die Betrachtungsabstände gewählt werden, desto geringer prägt sich der Diffusionseffekt in der Betrachtung über ein definiertes Gesamtvolumen aus und desto später wirken sich Änderungen der Zulaufkonzentration (z. B. Beschickung) auf die Ablaufkonzentration (z. B. Drainage) aus. Die Summe der Durchmischungseffekte macht sich im Gesamtsystem ähnlich wie die Beschreibung von Dispersionsvorgängen bemerkbar – eine Konzentrationspitze in der Beschickung verflacht im Drainageablauf mit verringerter Anzahl der Teilvolumina und verlängerten Zeitintervallen.

Mit dem gewählten Ansatz out1 (Gleichung 6-7) lassen sich innerhalb des für RSF_Sim gewählten hydraulischen Modells die Konzentrationsberechnungen definieren. Für die Berechnung des 1. Zeitschrittes sollten dazu Startbedingungen definiert werden:

Tabelle A 9: Eingangsparameter RSF_Sim Konvektion

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
c_RR_ts	[g/m³]	Startkonzentration im Retentionsraum
c_P_ts	[g/m³]	Startkonzentration in Prozessschicht
c_D_ts	[g/m³]	Startkonzentration in Dränschicht

Als weitere bekannte Größe geht in die Berechnung die Beschickungskonzentration ein, die wahlweise einer gegebenen Zulaufanglinie oder einer Schmutzfrachtsimulation entnommen wird. Ähnlich wie bei der hydraulischen Berechnung ist die Folge der Berechnungsschritte vom Zulauf zum Ablauf oder umgekehrt nicht beliebig. Ursache hierfür ist der gewählte Ansatz der Variante Out1, der nur dann zu berechnen ist, wenn das in einer Schicht zum Zeitpunkt t0 vorhandene Volumen dem Ablaufvolumen aus dieser Schicht zum Zeitpunkt t1 mindestens entspricht. Andernfalls wird ein sofortiger Durchsatz durch die Schicht mit entsprechender

Mischkonzentration berechnet. Die Beschränkung auf eine Unbekannte je Gleichung gelingt dabei nur mit dem Drainageablauf beginnend.

Die Ablaufkonzentration (c_{out_t1}) ist bei gefülltem Drainageraum gleich der Konzentration in der Drainage zum Zeitpunkt t_0 . Aufgrund der hohen hydraulischen Leitfähigkeit kann es jedoch z. B. bei Ereignisbeginn dazu kommen, dass das Ablaufvolumen größer ist als das zum Zeitpunkt t_0 in der Dränschicht vorhandene Volumen. In diesem Fall wird eine Mischkonzentration mit der exfiltrierenden Konzentration gebildet.

$$c_{out_t1} [g/m^3] = c_{D_t0} [g/m^3]$$

$$\text{wenn } V_{D_t0} [m^3] > V_{out_t1} [m^3]$$

sonst ist

$$c_{out_t1} [g/m^3] = (c_{D_t0} [g/m^3] * V_{D_t0} [m^3] + c_{exf_t1} [g/m^3] * (V_{out_t1} [m^3] - V_{D_t0} [m^3])) / V_{out_t1} [m^3]$$

Gleichung A 26: Aktuelle Konzentration im Ablauf (Konvektion)

$$c_{D_t1} [g/m^3] = (c_{D_t0} [g/m^3] * V_{D_t0} [m^3] + c_{exf_t1} [g/m^3] * V_{exf_t1} [m^3] - c_{out_t1} [g/m^3] * V_{out_t1} [m^3]) / V_{D_t1} [m^3]$$

Gleichung A 27: Aktuelle Konzentration in der Dränschicht (Konvektion)

$$c_{exf_t1} [g/m^3] = c_{P_t0} [g/m^3]$$

$$\text{wenn } V_{P_t0} [m^3] > V_{exf_t1} [m^3]$$

sonst ist

$$c_{exf_t1} [g/m^3] = (c_{P_t0} [g/m^3] * V_{P_t0} [m^3] + c_{inf_t1} [g/m^3] * (V_{exf_t1} [m^3] - V_{P_t0} [m^3])) / V_{exf_t1} [m^3]$$

Gleichung A 28: Aktuelle Exfiltrationskonzentration (Konvektion)

$$c_{P_t1} [g/m^3] = (c_{P_t0} [g/m^3] * V_{P_t0} [m^3] + c_{inf_t1} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3] - c_{exf_t1} [g/m^3] * V_{exf_t1} [m^3]) / V_{P_t1} [m^3]$$

Gleichung A 29: Aktuelle Konzentration in der Prozessschicht (Konvektion)

$$c_{inf_t1} [g/m^3] = c_{RR_t0} [g/m^3]$$

$$\text{wenn } V_{RR_t0} [m^3] > V_{inf_t1} [m^3]$$

sonst ist

$$c_{inf_t1} [g/m^3] = (c_{RR_t0} [g/m^3] * V_{RR_t0} [m^3] + c_{in_t1} [g/m^3] * (V_{inf_t1} [m^3] - V_{RR_t0} [m^3])) / V_{inf_t1} [m^3]$$

Gleichung A 30: Aktuelle Infiltrationskonzentration (Konvektion)

An dieser Stelle ist der Algorithmus zur Berechnung der Konzentrationen im Filterkörper abgeschlossen, die Berechnung der Konzentrationen im Retentionsraum (c_{RR_t1}) und im Filterüberlauf (c_{over_t1}) stehen jedoch noch aus. Einer gesonderten Betrachtung bedarf der Filterüberlauf. Ist dieser dem Retentionsraum nachgeschaltet, so wird zunächst die Mischkon-

zentration in Bezug auf die Summe aus maximalem Retentionsvolumen und Überlaufvolumen berechnet. Bei einer vorgeschalteten Filterentlastung erscheint die Übernahme der Zulaufkonzentration geeignet, um die nach DWA-M 178, (2005) erforderliche Unterscheidbarkeit zwischen Durchlauffilterbecken und Fangfilterbecken zu gewährleisten. Zur Auswahl wird ein Operator für die Anordnung des Filterüberlaufes (Op_Fue) mit wählbaren Werten 0 (vorgeschaltet) und 1 (nachgeschaltet) eingeführt. Daraus ergibt sich die Bilanz im Retentionsraum zum Zeitpunkt t1 (c_{RR_t1}).

$$c_{over_t1} [g/m^3] = \frac{(c_{RR_t0} [g/m^3] * V_{RR_t0} [m^3] + c_{in_t1} [g/m^3] * V_{in_t1} [m^3] - c_{inf_t0} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3])}{(V_{RR_t1} [m^3] + V_{over_t1} [m^3])}$$

wenn Op_Fue = 1 [-]

sonst ist

$$c_{over_t1} [g/m^3] = c_{in_t1} [g/m^3]$$

Gleichung A 31: Aktuelle Konzentration im Überlauf (Konvektion)

$$c_{RR_t1} [g/m^3] = \frac{(c_{RR_t0} [g/m^3] * V_{RR_t0} [m^3] + c_{in_t1} [g/m^3] * V_{in_t1} [m^3] - c_{inf_t0} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3] - c_{over_t1} [g/m^3] * V_{over_t1} [m^3])}{V_{RR_t1} [m^3]}$$

Gleichung A 32: Aktuelle Konzentration im Retentionsraum (Konvektion)

Der dargestellte konvektive Stofftransport kann um Reinigungsprozesse erweitert werden. Die folgenden Prozessbeschreibungen sind zunächst neutral, ein Bezug zu Mischwasserentlastungen wird in Kap. A2.6 und A2.7 hergestellt. Die Angabe erweiterter Gleichungen beschränkt sich dabei auf die Orte des Auftretens. Werden keine Angaben zu Konzentrationsberechnungen in anderen Schichten oder deren Übergänge gemacht, so werden dort die rein konvektiven Berechnungen durchgeführt.

A2.3.2 Filtration und Sedimentation

Der Prozess der mechanischen Filtration ist durch Trennung der transportierten Frachten vom Volumenstrom darstellbar (vgl. Kap. 2.4.3.1). Der Reduzierung der Ablaufkonzentration kann die Ansammlung der zurückgehaltenen Stoffe gegenübergestellt werden. Der Speicherfähigkeit des Filters bezüglich des Filtrates sind im üblichen Umfang keine räumlichen Grenzen gesetzt, die Akkumulation kann daher als endlos angesehen werden. Zur Beschreibung von weiteren Wechselwirkungen, z. B. einer Beeinflussung der hydraulischen Leitfähigkeit, lässt sich jedoch auch der Verbleib der Feststoffe lokal definieren. Dazu ist der Prozess räumlich in Raum- und Flächenfiltration unterscheidbar. Innerhalb des gewählten hydraulischen Modells kann die Flächenfiltration der Infiltration aus dem Retentionsraum in die Prozessschicht zugeordnet werden, wohingegen die Raumfiltration innerhalb der Prozessschicht auftritt.

Die gegebene Datengrundlage belegt, dass bezüglich der Feststoffe als Komponenten des Beschickungswassers eines RBF zwar ein weitgehender, jedoch nicht immer vollständiger

Rückhalt durch die Filterpassage stattfindet. Um dies zu berücksichtigen, lassen sich konstante Wirkungsgrade anwenden. Zur Berücksichtigung von Flächen- und Raumfiltration können getrennte Wirkungsgrade angesetzt werden. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Berechnung einer konstanten Restkonzentration, auch eine Kombination unterschiedlicher Ansätze ist denkbar. Nachfolgend werden 2 grundlegende Varianten ausgeführt, jeweils mit lokaler Unterscheidung der Filtrationsprozesse.

Variante F1: Filtration mit konstanten Wirkungsgraden

Als Eingangsgrößen sind die Wirkungsgrade [%] der Flächen- (n_{FF}) und Raumfiltration (n_{RF}) zu definieren, die naturgemäß in ihrer Summe maximal 100 % erreichen dürfen. Durch Angabe des Wertes 0 % lassen sich beide Prozesse getrennt voneinander ausschalten.

Die Flächenfiltration tritt bei der Infiltration aus dem Retentionsraum in die Prozessschicht auf und kann daher als Reduktion der infiltrierenden Konzentration c_{inf_t1} interpretiert werden. Die Raumfiltration tritt dagegen innerhalb der Prozessschicht auf und ist somit zunächst nicht einem Volumenstrom, sondern einer Schicht zuzuordnen. Innerhalb einer Schicht ist die Filtration jedoch nicht berechenbar, da das vorhandene Volumen über mehrere Zeitschritte mehrfach filtriert würde. Der einmalige Durchsatz findet nur mit den Volumenströmen zwischen den Schichten statt. Daher erscheint es möglich, die Raumfiltration bei der Exfiltration aus der Prozessschicht in die Drainage zu berechnen. In diesem Fall bezieht sich der Wirkungsgrad n_{RF} jedoch nicht mehr auf die Konzentration im Retentionsraum, sondern auf die bereits filtrierte Konzentration in der Prozessschicht. Um den Verbleib des Filtrates als Aufteilung der Filterbelastung darzustellen, scheint es daher sinnvoller, die Raumfiltration bereits bei der Infiltration zu berücksichtigen. Daraus ergibt sich:

$$c_{inf_t1} [g/m^3] = c_{RR_t0} [g/m^3] * (1 - n_{FF}/100 [\%]) * (1 - n_{RF} [\%] / 100)$$

$$\text{wenn } V_{RR_t0} [m^3] > V_{inf_t1} [m^3]$$

sonst ist

$$c_{inf_t1} [g/m^3] = (c_{RR_t0} [g/m^3] * V_{RR_t0} [m^3] + c_{in_t1} [g/m^3] * (V_{inf_t1} [m^3] - V_{RR_t0} [m^3])) / V_{inf_t1} [m^3] * (1 - n_{FF} [\%] / 100) * (1 - n_{RF} [\%] / 100)$$

Gleichung A 33: Aktuelle Infiltrationskonzentration Variante F1

Der Filtration kann die Ansammlung des Filtrates gegenüberzustellen. Dies geschieht durch die Berechnung der filtrierten Frachten aus der Konzentrationsreduktion und dem zugehörigen Volumenstrom. Um die Berechnung des 1. Zeitschrittes zu ermöglichen, sollten Startwerte festgelegt werden:

Tabelle A 10: Startwerte RSF_Sim filtrierte Frachten

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
X_{FF_ts}	[g/m ²]	Startwert der flächenfiltrierten Frachten
X_{RF_ts}	[g/m ³]	Startwert der raumfiltrierten Frachten

$$X_{FF_t1} [g/m^2] = X_{FF_t0} [g/m^2] + c_{inf_t1} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3] * n_{FF}/100 [-] / A_F [m^2]$$

Gleichung A 34: Aktuell akkumulierte flächenfiltrierten Fracht Variante F1

$$X_{RF_t1} [g/m^3] = X_{RF_t0} [g/m^3] + c_{inf_t1} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3] * n_{RF}/100 [-] / A_F [m^2] / h_P [m]$$

Gleichung A 35: Aktuell akkumulierte raumfiltrierten Fracht Variante F1

Die Bestimmung einer Verteilung innerhalb der Prozessschicht ist mit der gegebenen Methodik möglich, wenn der in einem Zeitschritt raumfiltrierten Fracht eine Verteilungsfunktion zugewiesen wird. Dadurch kann eine ungleichmäßige Ansammlung dargestellt werden, ohne die Prozessschicht im hydraulischen Modell unterteilen zu müssen. Aufgrund des derzeitigen Kenntnisstandes wurde auf eine Implementierung bisher verzichtet.

Variante F2: Filtration mit konstanten Restkonzentration

Zur Beschreibung einer Filtration mit konstanter Restkonzentration sollte die Konstante (c_{k_out}) mit einer Konzentration in genau einem Volumenstrom gleichgesetzt werden. Hierzu bietet sich der Übergang vom Retentionsraum in die Prozessschicht an, wenn auch die Sedimentation im Retentionsraum darzustellen ist. Um gewichtige Fehler in einer Frachtbilanzierung durch die Berechnung negativen Rückhaltes zu vermeiden, darf die Konstante den eigentlich infiltrierenden Konzentrationswert nicht übersteigen. Da letzterer jedoch nicht bekannt ist, wird eine vereinfachte Berechnung der Konzentration im Retentionsraum (c_{RRC}) vorgenommen:

$$c_{RRC_t1} [g/m^3] = (c_{RRC_t0} [g/m^3] * V_{RR_t0} [m^3] + c_{in_t1} [g/m^3] * V_{in_t1} [m^3]) / (V_{RR_t0} [m^3] + V_{in_t1} [m^3])$$

Gleichung A 36: Vereinfachte aktuelle Konzentration im Retentionsraum Variante F2

$$c_{out} [g/m^3] = c_{k_out} [g/m^3]$$

$$\text{wenn } c_{RRC_t0} [g/m^3] > c_{k_out} [g/m^3]$$

sonst ist

$$c_{out} [g/m^3] = c_{RRC_t0} [g/m^3]$$

Gleichung A 37: Aktuelle Ablaufkonzentration Variante F2

Die Konzentration im Retentionsraum (c_{RRC_t0}) wird mit der in die Prozessschicht infiltrierende Konzentration im aktuellen Zeitschritt gleichgesetzt. Der Vergleich von c_{k_out} und c_{RRC_t0} (Gleichung A 37) führt im Regelfall zur Annahme der geringen konstanten Ablaufkonzentration. Nur in Ausnahmen ist c_{RRC_t0} als Ablauf ohne Filtrationswirkung einzusetzen. Konzentrationsberechnungen in weiteren Schichten entfallen, obwohl leichte Abweichungen von der Hintergrundkonzentration möglich sind. Zu Ereignisbeginn ist mit einer Partikelbelastung über der Hintergrundkonzentration zu rechnen, im weiteren Verlauf tritt die Filtration nur in Zusammenhang mit einem Filtereinstau und konstantem Ablauf auf, sodass bei gleich-

mäßigen Volumenbezug kein Fehler in der Bilanzierung entsteht. Bei Anwendung von Variante F2 dient die vereinfachte Berechnung im Retentionsraum auch der Ermittlung der Überlaufkonzentration.

In Variante F2 ist die Ansammlung des Filtrates ebenfalls kalkulierbar. Dazu sind aus der Differenz von konvektiv infiltrierender und konstanter Konzentration in Verbindung mit den zugehörigen Volumengrößen die zurückgehaltenen Frachten (x_F) ermittelbar. Auch hier ist die Bedingung zur Unterbindung eines negativen Frachtrückhaltes eingesetzt, jedoch nicht explizit, sondern in Form der aktuellen Ablaufkonzentration (c_{out_t1}).

$$x_{F_t1} [g] = (c_{RRC_t0} [g/m^3] - c_{out_t1} [g/m^3]) * V_{inf_t1} [m^3]$$

Gleichung A 38: Aktuelle filtrierte Fracht Variante F2

Mit Hilfe der Berechnung der in einem Zeitschritt filtrierte Fracht ist es möglich, die Akkumulation zu kalkulieren. Um den getrennten Prozessen Flächen- und Raumfiltration gerecht zu werden, lassen sich 2 getrennte Filtratspeicher berechnen. Dazu wird der in Variante 1 eingeführte Wirkungsgrad der Flächenfiltration (n_{FF}) zur Festlegung des Anteils an der gesamten Filtrationsleistung herangezogen. Dabei sind wiederum die Startwerte X_{FF_ts} und X_{RF_ts} (Tabelle A 10) zu bestimmen.

$$X_{FF_t1} [g/m^2] = X_{FF_t0} [g/m^2] + x_{F_t1} [g] * n_{FF} [\%] / 100 / A_F [m^2]$$

Gleichung A 39: Aktuell akkumulierte flächenfiltrierte Fracht Variante F2

$$X_{RF_t1} [g/m^3] = X_{RF_t0} [g/m^3] + x_{F_t1} [g] * (1 - n_{FF} [\%] / 100) / A_F [m^2] / h_P [m]$$

Gleichung A 40: Aktuell akkumulierte raumfiltrierte Fracht Variante F2

Durch die beiden dargestellten Varianten lassen sich unterschiedliche Ansätze der Filtration formulieren. Eine Diskussion zur Auswahl des geeigneten Ansatzes erfolgt inhaltsstoffspezifisch.

Sedimentation

Die Sedimentation ähnelt in ihrer Wirkung der Filtration, da sie eine Abtrennung von Feststoffen aus dem Volumenstrom darstellt. Innerhalb der Systematik eines RBF erscheint es zunächst unerheblich, ob das Absinken von Feststoffen durch Verringerung der horizontalen Fließgeschwindigkeit bereits vor dem Eintritt des zugehörigen Volumens in den Filterkörper stattfindet. Bedeutung erlangt der Prozess jedoch dann, wenn ohne Filterpassage stattfindet, so z. B. bei einem Filterüberlauf bei nachgeschalteter Entlastungseinrichtung (DWA-M 178, 2005). Da der Filterüberlauf nicht dem Regelbetrieb entspricht und die entlasteten Volumina im Verhältnis zu den filtrierten Volumina als gering eingestuft werden, wurde bei der vorliegenden Modellbeschreibung ein einfacher Ansatz als ausreichend angesehen.

Die Sedimentation betrifft im Modellaufbau in ihrer separaten Wirkung nur einen nachgeschalteten Filterüberlauf und ist diesem daher durch einen Operator zugeteilt ($Op_Fue = 1 =$ nachgeschaltet). Der Wirkung ist ein konstanter Wirkungsgrad (n_S) zugeordnet. Die abgesetzten Schwebstoffe (x_S) werden hier separat betrachtet, sie sollten aber hinsichtlich ihres Verbleibs der Flächenfiltration zugerechnet werden. Daher bedürfen sie keines gesonderten Startwerts. Daraus ergeben sich:

$$c_over_t1 \text{ [g/m}^3\text{]} = c_RR_t0 \text{ [g/m}^3\text{]} * (1 - n_S \text{ [\%]} / 100)$$

wenn $Op_Fue = 1$ [-]

sonst ist

$$c_over_t1 \text{ [g/m}^3\text{]} = c_in_t1 \text{ [g/m}^3\text{]}$$

Gleichung A 41: Aktuelle Konzentration im Überlauf (Sedimentation)

$$x_S_t1 \text{ [g]} = c_RR_t0 \text{ [g/m}^3\text{]} * n_S \text{ [\%]} / 100 * V_over_t1 \text{ [m}^3\text{]}$$

wenn $Op_Fue = 1$ [-]

sonst ist

$$x_S_t1 \text{ [g]} = 0$$

Gleichung A 42: Aktuelle sedimentierten Fracht

Aufgrund der verschiedenen Varianten des Filtrationsmodells erfolgt die Darstellung der mathematischen Verknüpfung beider Prozesse gemeinsam mit dem stoffspezifischen Modell.

A2.3.3 Sorption

Die Sorption erscheint gegenüber den bisher dargestellten Prozessen als komplexer. Ursache ist die Abtrennung von gelösten Inhaltsstoffen aus dem Volumenstrom, die von den aktuell gelösten und den sorbierten Konzentrationen abhängig ist und zudem zeitlich verzögert verläuft (vgl. Kap. 2.4.3.2). Um mit den bisherigen Vorgaben des Modells arbeiten zu können, sollten daher Vereinfachungen getroffen werden.

Die Sorptionskinetik zur Beschreibung des zeitlichen Ablaufes wurde in Nutschenversuchen (vgl. Kap. 4.5) in den Simulationsarbeiten mit dem Modell CW2D (vgl. Kap. 5.1.2) eingehend untersucht. Dabei war für die betrachteten Abwasserparameter CSB und speziell NH_4-N festzustellen, dass sich die zeitliche Verzögerung in engen Grenzen hält. Durch die Beachtung der hydraulischen Aufenthaltszeit während der Durchströmung der Filterschicht (vgl. Gleichung A 20), kann davon ausgegangen werden, dass eine ausreichende Kontaktzeit besteht, um den kinetischen Prozess vernachlässigen zu können. Dies mag auf andere Abwasserinhaltsstoffe nicht zutreffen, bleibt aber im Folgenden unberücksichtigt, da der vorliegende Kenntnisstand keinen Beleg des Gegenteils liefert.

Als einfachste Variante der verbleibenden gleichgewichtigen Sorption kann der lineare Ansatz angesehen werden (Gleichung 2-1). Dabei wird die sorbierte Konzentration mittels eines konstanten Faktors anhand der vorliegenden gelösten Konzentration ermittelt. Diese Berechnung erfolgt in Finite-Elemente-Modellen iterativ, da sich die gelöste Konzentration infolge der Anlagerung an die Feststoffe verringert und somit ein neuer Gleichgewichtsbezug entsteht. Um diese Iteration zu vermeiden, wurde für RSF_Sim ein alternativer linearer Ansatz erarbeitet (Variante S1) und verfeinert (Variante S2).

Variante S1: einstufige lineare gleichgewichtige Sorption

Die sorbierte Konzentration (s_P [g/t TS]) nimmt in ihrer Einheit Bezug auf die Feststoffmasse, die gelöste Konzentration [g/m³] dagegen auf Volumina. Da sich die Feststoffmasse der Prozessschicht in RBF (M_P [t TS]) konstant darstellt, kann sie als Hilfsgröße aus den räumlichen Dimensionen und der Trockenrohdichte des Filtermaterials (R_F [t TS/m³]) ermittelt werden. Aus der Masse der Prozessschicht kann mit Hilfe des stoffspezifischen Sorptionskoeffizienten (k [m³/t TS]) ein Vergleichsvolumen (VS [m³]) berechnet werden. Dieses eignet sich als Bezugsgröße der sorbierten Konzentrationen. Wird das Vergleichsvolumen zu dem aktuellen Wasservolumen in der Prozessschicht (vgl. Gleichung A 21) addiert, so lässt sich ohne Iteration eine Berechnung der gleichgewichtigen linearen Sorption anstellen. Für die gelöste Konzentration bezieht sich die Massenbilanz auf das erweiterte Volumen.

$$M_P \text{ [t TS]} = A_F \text{ [m}^2\text{]} \cdot h_P \text{ [m]} \cdot R_F \text{ [t TS/m}^3\text{]}$$

Gleichung A 43: Masse der Prozessschicht

$$VS \text{ [m}^3\text{]} = k \text{ [m}^3\text{/t TS]} \cdot M_P \text{ [t TS]}$$

Gleichung A 44: Vergleichsvolumen der Sorption

$$c_{P_t1} \text{ [g/m}^3\text{]} = (c_{P_t0} \text{ [g/m}^3\text{]} \cdot V_{P_t0} \text{ [m}^3\text{]} + s_{P_t0} \text{ [g/t TS]} \cdot M_P \text{ [t TS]} + c_{inf_t1} \text{ [g/m}^3\text{]} \cdot V_{inf_t1} \text{ [m}^3\text{]} - c_{exf_t1} \text{ [g/m}^3\text{]} \cdot V_{exf_t1} \text{ [m}^3\text{]}) / (V_{P_t1} \text{ [m}^3\text{]} + VS \text{ [m}^3\text{]})$$

Gleichung A 45: Aktuelle gelösten Konzentration in der Prozessschicht (Sorption Var. S1)

$$s_{P_t1} \text{ [g/t TS]} = k \text{ [m}^3\text{/t TS]} \cdot c_{P_t1} \text{ [g/m}^3\text{]}$$

Gleichung A 46: Aktuelle sorbierten Konzentration in der Prozessschicht (Sorption Var. S1)

Da die sorbierte Konzentration im Gleichgewicht zur Lösung steht, kann sie durch Gleichung A 46 angezeigt werden. Die Berechnung erscheint nur dann erforderlich, wenn die sorbierte Fracht in einem anderen Prozess als Größe erscheint. Im Folgenden wird ein erhöhter Detaillierungsgrad der vorgestellten Methodik aufgezeigt.

Variante S2: mehrstufige lineare gleichgewichtige Sorption

Der in Variante S1 vorgestellte lineare Ansatz beschreibt einen Zusammenhang von gelöster und fester Phase, der vom vorherrschenden Konzentrationsbereich unabhängig ist. Besonders in Bezug auf $\text{NH}_4\text{-N}$ als sorbierbarer Inhaltsstoff zeigen die Ergebnisse der Nutschenversuche in Verbindung mit Substratanalysen, dass die Sorptionsisothermen nach Freundlich zur Nachbildung geeignet sind (Abbildung 4-62). Dies wird durch die Ergebnisse der Simulationen mit CW2D bestätigt.

Die in Variante 1 vorgestellte Methodik des erweiterten Volumens ist auf die Freundlich-Isothermen nicht anwendbar, da sie neben einem Faktor auch einen Exponenten besitzen. Damit wird das Vergleichsvolumen von der gleichgewichtigen Konzentration abhängig und ist somit nur iterativ berechenbar. Als Zwischenform des linearen und des exponentiellen Zusammenhangs wurde daher eine mehrstufige lineare Annäherung an die Freundlich-Isothermen gewählt. Dabei kann theoretisch innerhalb beliebig vieler Bereiche der gelösten Konzentration der lineare Zusammenhang mit der sorbierten Konzentration berechnet werden. Aufgrund der Notwendigkeit entsprechender Eingangsdaten der Abschätzung wurde mit einer zweistufigen Einteilung die minimale Anzahl gewählt.

Im 1. Abschnitt wird bis zu einer kritischen Gleichgewichtskonzentration ein linearer Zusammenhang nachgebildet, der die Phase eines weitgehenden Rückhaltes abdecken sollte. Darüber hinaus weichen die Berechnungen durch einen flacheren Kurvenverlauf ab, was zu der Beschreibung eines Konzentrationsdurchbruches führt. Als Parameter sind dazu die Steigungen der Teilabschnitte sowie der Maximalwert der gelösten Konzentration des 1. Teilbereiches anzugeben. Als globaler Faktor wurde der stoffspezifische Sorptionskoeffizient k [$\text{m}^3/\text{t TS}$] beibehalten. Damit können die Sorptionseigenschaften eines Substrates durch Änderung eines Parameters an abweichende Filtermaterialien angepasst werden. Zudem kann die Sorption durch den Wert $k = 0$ deaktiviert werden.

Tabelle A 11: Eingangsparameter zweistufig lineare Sorption S2

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
C1	[g/m^3]	Maximalwert der gelösten Konzentration des 1. Teilbereiches
A1	[-]	Steigung des 1. linear definierten Abschnittes
A2	[-]	Steigung des 2. linear definierten Abschnittes

Ein Beispiel einer zweistufig linearen Sorption in Abbildung A 30 gegeben. Die Eingabewerte liegen bei $C1 = 1 \text{ g}/\text{m}^3$, $A1 = 100$, $A2 = 10$ und $k = 0,5 \text{ m}^3/\text{t TS}$.

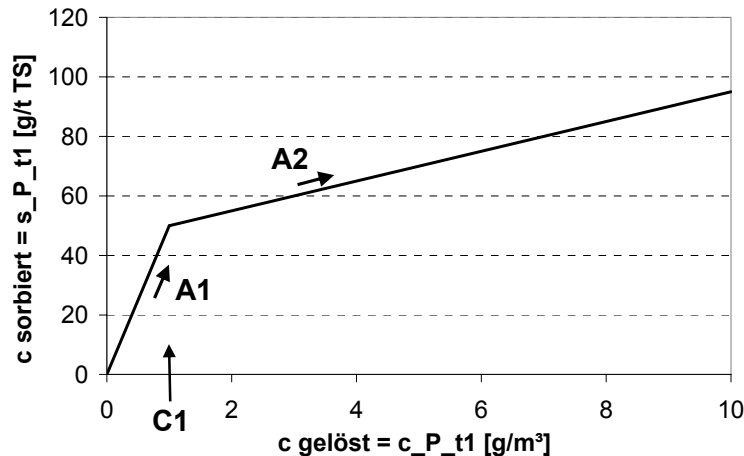


Abbildung A 30: Beispiel zweistufig lineare Sorption S2

Um den stetigen Übergang der Teilbereiche zu gewährleisten, wird im Modell der y-Achsenabschnitt S1 des 2. Bereiches ermittelt. Dieser kann als sorbierte Konzentration im Gleichgewicht zu C1 verstanden werden. Er nimmt auf das um ein Vergleichsvolumen erweitertes Volumen in der Prozessschicht Bezug (Gleichung A 44).

$$S1 \text{ [g/m}^3\text{]} = C1 \text{ [g/m}^3\text{]} * (A1 [-] - A2 [-])$$

Gleichung A 47: Ermittlung des y-Achsenabschnittes des 2. Teilbereiches

Anhand der sorbierten Konzentration S1 kann die Flächenbelastung bei Erreichen von C1 ermittelt werden. Der Parameter SAF_C1 geht nicht in die Berechnung ein, er gilt der Einschätzung der Leistungsfähigkeit des Filtermaterials bei Eingabe der tatsächlichen Eingangsparameter.

$$SAF_C1 \text{ [g/m}^2\text{]} = k \text{ [m}^3\text{/t TS]} * S1 \text{ [g/m}^3\text{]} * M_P \text{ [t TS]} / A_F \text{ [m}^2\text{]}$$

Gleichung A 48: Flächenspezifische Beladung bei Erreichen der kritischen Konzentration C1

Die Berechnung der Konzentrationen in beiden Phasen kann nicht unmittelbar anhand der zweistufig linearen Isotherme durchgeführt werden, da jeweils festzustellen ist, in welchem Definitionsbereich die Werte liegen. Daher erfolgt die Ermittlung einer Massenbilanz und Konzentrationsermittlung in Form einer abschnittswisen Abfrage in Gleichung A 49. Für eine Definition von mehr als 2 Abschnitten ist die abgefragte Bedingung entsprechend häufig wiederholbar.

$$c_P_t1 \text{ [g/m}^3\text{]} = (c_P_t0 \text{ [g/m}^3\text{]} * V_P_t0 \text{ [m}^3\text{]} + s_P_t0 \text{ [g/t TS]} * M_P \text{ [t TS]} + c_inf_t1 \text{ [g/m}^3\text{]} * V_inf_t1 \text{ [m}^3\text{]} - c_exf_t1 \text{ [g/m}^3\text{]} * V_exf_t1 \text{ [m}^3\text{]}) / (V_P_t1 \text{ [m}^3\text{]} + k \text{ [m}^3\text{/t TS]} * A1 [-] * M_P \text{ [t TS]})$$

$$\text{wenn } c_P_t1 \text{ [g/m}^3\text{]} < C1 \text{ [g/m}^3\text{]}$$

sonst ist

$$c_{P_t1} [g/m^3] = (c_{P_t0} [g/m^3] * V_{P_t0} [g/m^3] + (s_{P_t0} [g/t TS] - k [m^3/t TS] * S1 [g/m^3]) * M_{P_t} [t TS] + c_{inf_t1} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3] - c_{exf_t1} [g/m^3] * V_{exf_t1} [m^3]) / (V_{P_t1} [m^3] + k [m^3/t TS] * A2 [-] * M_{P_t} [t TS])$$

Gleichung A 49: Aktuelle gelösten Konzentration in der Prozessschicht (Sorption Var. S2)

Die sorbierte Konzentration kann ebenfalls durch die abschnittsweise linear definierte Sorptionsisotherme abgefragt werden. Die Angabe eines Startwertes ist nicht erforderlich, da sich dieser bei Berechnungsbeginn durch den Startwert der gelösten Konzentration ergibt.

$$s_{P_t1} [g/t TS] = k [m^3/t TS] * A1 [-] * c_{P_t1} [g/m^3]$$

$$\text{wenn } c_{P_t1} [g/m^3] < C1 [g/m^3]$$

sonst ist

$$s_{P_t1} [g/t TS] = k [m^3/t TS] * (A2 [-] * c_{P_t1} [g/m^3] + S1 [g/m^3])$$

Gleichung A 50: Aktuelle sorbierten Konzentration in der Prozessschicht (Sorption Var. S2)

Als bekannter Einflussfaktor auf die Sorptionsprozesse erscheint die Umgebungstemperatur. Aufgrund der überschläglichen Nachbildung wurde auf die Berücksichtigung dieses Einflusses in der Modellierung verzichtet, zu einer detaillierteren Betrachtung ist hier jedoch ein Ansatzpunkt auszumachen. Eine Diskussion zur Betrachtung der vorherrschenden Temperaturen findet sich in Kap. A2.4.3.

Aufgrund der offenen Frage hinsichtlich der Geschwindigkeit der Sorptionsvorgänge wurden Überlegungen zur Einführung einer Prozesskinetik angestellt. Als mögliche Lösung der Problemstellung kann in einem 1. Berechnungsschritt die Konzentrationsermittlung nach Variante S1 oder S2 angesehen werden, um den maximalen Prozessumfang zu ermitteln. In einem weiteren Schritt könnte dann Dämpfung der Geschwindigkeit durch Einsatz einer Prozessrate berücksichtigt werden. Aufgrund der bereits vorhandenen Unsicherheiten der gewählten Modellbeschreibung – vor allem im Zusammenspiel von Sorptions- und Umsatzprozessen – wurde von einer Implementierung zunächst jedoch abgesehen. Bei gesichertem Nachweis des Einflusses der Sorptionsgeschwindigkeit wird diesem Entwicklungsschritt eine hohe Priorität beigemessen.

A2.4 Umsatzprozesse und ihre Einflussfaktoren

Als Umsatzprozesse werden modellbezogen alle Vorgänge bezeichnet, bei denen eine Verringerung absoluter Frachten stattfindet. Dazu gehören die Verringerung gelöster Konzentrationen sowie filtrierter, sedimentierter oder sorbierter Frachten. Die aufwändigste Methode besteht in der Entwicklung eines biokinetischen Reaktionsmodells, bei dem nicht nur die umzusetzenden Stoffe, sondern auch die beteiligten Organismen, weitere Stoffwechseledukte und zusätzliche Randbedingungen betrachtet werden. Da das erstellte hydraulische Modell in RSF_Sim nicht als Grundlage zum Aufbau eines biokinetischen Reaktionsmodells geeignet ist, sollen Wege zur Implementierung von Teilaspekten in einen vereinfachten Ansatz aufge-

zeigt werden. Bezüglich der Nachbildung von Umsatzprozessen und ihren Randbedingungen ist zusätzlich zu entscheiden, ob die gebildeten Stoffwechselprodukte zu quantifizieren sind. Entscheidungen in der Auswahl der Ansätze zur Modellbildung werden erst in den folgenden Kapiteln geliefert, da sie nicht allgemein, sondern nur stoffspezifisch zu fällen sind.

Als einfachster Berechnungsansatz kann ein spontaner vollständiger Konzentrationsrückgang an einer definierten Stelle verwendet werden. Damit erübrigen sich alle in Fließrichtung folgenden Konzentrationsberechnungen und es ergeben sich keine Ansätze zur differenzierten Betrachtung. Als etwas verfeinerter können konstante Wirkungsgrade oder konstante Restkonzentrationen berücksichtigt werden. Werden die Wirkungsgrade in Bezug zu Einflussfaktoren als variabel angesehen, so ergeben sich erste Möglichkeiten zu detaillierten Betrachtung. Der Ansatz von variierenden Restkonzentrationen wird nicht weiter separat verfolgt, sondern als Wirkungsgrad in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration interpretiert. Aus dem erweiterten Kenntnisstand sollten zudem die Sauerstoffverfügbarkeit, die Wassertemperatur, die Drosseleinstellung sowie die Dauer der vorhergehenden Trockenphase als prägende Einflussfaktoren genannt werden. Diese Randbedingungen können auch dann berücksichtigt werden, wenn die Abbauprozesse anstelle von Wirkungsgraden mit exponentiellen Umsatzraten beschreiben werden und damit eine weitere Erhöhung des Detaillierungsgrades durch Anwendung von Reaktionsgleichungen 1. Ordnung anstelle 0. Ordnung erfahren. Die Nutzung von Umsatzraten höherer Ordnung mit mehr als einem Edukt wird aus der Betrachtung ausgeschlossen. Im Folgenden werden daher die angewendeten Möglichkeiten zur Berücksichtigung der genannten Randbedingungen für Wirkungsgrade und einfache Umsatzraten aufgezeigt.

Aufgrund der in Kap. A2.3.1 aufgezeigten Varianten zur Ermittlung der Ablaufkonzentration eines Teilvolumens werden die hier gezeigten Konzentrationsberechnungen als Beispiele von der Wasserbewegung entkoppelt dargestellt. Dadurch vereinfacht entfällt die Berechnung der Durchmischung mit Zuläufen in einem Teilvolumen im aktuellen Zeitschritt. Die Anwendung von Wirkungsgraden (allgemein n_R) erscheint der Übergang zwischen zwei Teilvolumina geeignet (Gleichung A 51), um den linearen Rückhalt nicht mehrfach auf eine Teilfracht anzuwenden.

$$c_{\text{out}_t1} [\text{g/m}^3] = c_{t0} [\text{m}^3] * (1 - n_R [\%] / 100)$$

Gleichung A 51: Grundgleichung Umsatzprozess 0. Ordnung mit Wirkungsgrad

Für den exponentiellen Umsatz sind dagegen die Konzentrationen in den Teilvolumina (allgemein c_V [g/m³]) selbst zu betrachten (Gleichung A 52), da die hydraulische Aufenthaltszeit einen Einfluss auf den Prozess nehmen soll. Um den Abbau unabhängig von dem gewählten Zeitschritt (Z_i [min]) und der damit verbundenen Anzahl von Berechnungsschritten innerhalb eines definierten Zeitraumes zu gestalten, wird die Umsatzrate (d [1/h]) mit dem Umrechnungsfaktor (Z [min/(min/h)], Gleichung A 1) multipliziert.

$$c_{V_t1} [g/m^3] = c_{V_t0} [g/m^3] * e^{(-d [1/h] * Z [h])}$$

Gleichung A 52: Grundgleichung Umsatzprozess 1. Ordnung

Neben dem Abbau gelöster Konzentrationen wurde auch der Umsatz filtrierter, sedimentierter und sorbierter Frachten berücksichtigt. Da die mechanisch zurückgehaltenen Stoffe sich nicht mehr auf die Berechnungen gelöster Konzentrationen auswirken, können die genannten Umsatzgleichungen davon unabhängig auch auf die Feststoffakkumulation angewandt werden. Für sorbierbare und abbaubare Stoffe sollte dagegen festgelegt werden, ob der Abbau nur in der gelösten bzw. festen Phase oder in Bezug auf die Gesamtfracht stattfindet. Daher wurde in das Modell die Wahl eines Umsatzes gelöster Frachten ebenso eingesetzt wie der Abbau sorbierter Frachten. Die Abbauberechnung bezieht sich dabei immer auf die Konzentrationen im vorhergehenden Zeitschritt, um die verringerten Frachten in die Berechnung der aktuellen gelösten Konzentration zu ermöglichen (Abbildung A 31).

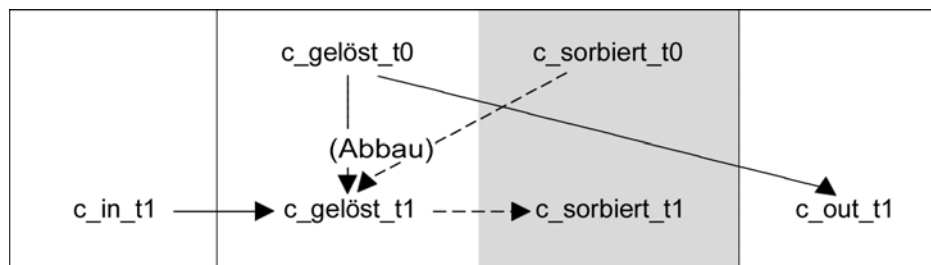


Abbildung A 31: Aktuelle Konzentration für sorbier- / abbaubare Stoffe (Meyer et al., 2008b)

Um im Baukastenprinzip stoffspezifische Annahmen zu treffen, werden Operatoren eingesetzt. Mit der Eingabe von Op_DL kann der Abbau in der gelösten Phase und mit Op_DS in der festen Phase zugeschaltet werden, wobei jeweils die Angabe von 0 für aus- und 1 für eingeschaltet gilt. Als Sonderfall wird die Angabe 2 eingeführt, mit der der Abbau nur in der Trockenperiode nach Filterentleerung stattfindet.

A2.4.1 Einflussfaktor Sauerstoffverfügbarkeit

Eine grobe Betrachtung der Sauerstoffverfügbarkeit unterscheidet die Betriebsphase von der Trockenphase als Zeiten eines begrenzten bzw. unbegrenzten Sauerstoffdargebotes. Daher kann für Inhaltsstoffe, deren Abbau weit überwiegend in der Trockenphase stattfindet, die Abfrage des Sättigungsgrades im Filter als Bedingung zur Berechnung des Stoffumsatzes herangezogen werden. Die Wiederbelüftung nach Einstau beginnt, wenn das Wasservolumen in der Prozessschicht kleiner ist als das maximale Volumen - der Zeitpunkt der vollständigen Entleerung ist dann erreicht, wenn das berechnete Volumen den Minimalwert annimmt. Diese Ansätze erfordern folglich keine Hilfsparameter über die hydraulische Berechnung hinaus und werden deshalb nicht explizit dargestellt.

Während langer Betriebsphasen kann es im Filterkörper zu anoxischen Bedingungen kommen, die eine stoffliche Überlastung signalisieren. Der exakte Zeitpunkt ist dabei von der Zu-

sammensetzung des Zulaufes, der Abwasserbelüftung während der Beschickung, der Wiederbelüftung während der Durchsickerung des Filterkörpers und weiteren Umwelteinflüssen abhängig.

Der biochemische Umsatz wird durch das Sauerstoffdargebot limitiert, welches zunächst durch die Belüftung bei Beschickung in einem Umfang von 8 bis 9 mg O₂/l (Dittmer, 2006) begrenzt ist. Strittig bleibt der Einfluss der verbleibenden Porenluft bei betrieblicher Sättigung - Berechnungen von Woźniak (2007) zeigen den hohen potentiellen Einfluss auf die Sauerstoffverfügbarkeit, als Unsicherheit zeigt sich dabei jedoch die Quantifizierung der vorhandenen Luftmenge.

Aufgrund dieser nicht fassbaren Limitierung der Abbauprozesse und der nicht gegebenen Trennbarkeit von Sorptionsprozessen erscheint eine detaillierte Beschreibung des Sauerstoffdargebotes bisher kaum möglich. Dadurch fehlt zu einer detaillierten mathematischen Nachbildung von Oxidationsprozessen die natürliche Begrenzung durch Sauerstoffmangel. Zudem ist das bisher gewählte hydraulische Modell nicht geeignet, die im Filterkörper ungleichmäßig verteilten Bedingungen zu erfassen. Als grobe, mit großen Unsicherheiten behaftete Hilfsgrößen erscheint daher nur die flächenspezifische Frachtbelastung oder die Einstauzeit als geeignet.

A2.4.2 Einflussfaktor Biomasseaktivität

Die absolute Biomasseaktivität setzt sich aus der vorhanden aktiven Biomasse und ihrer relativen Aktivität zusammen. Bei Inbetriebnahme eines RBF werden die für die Reinigungsprozesse benötigten Mikroorganismen in den Filterkörper eingebracht und etabliert. Die Zusammensetzung der aktiven Biomasse und ihre relative Aktivität unterliegen im Filterbetrieb einem ständigen Wandel infolge der variierenden Nährstoff- und Sauerstoffverfügbarkeit. Zudem liegt eine inhomogene Verteilung im Tiefenprofil vor (vgl. Kap. 4.6.3).

Aufgrund dieser Voraussetzungen ergibt sich eine Nachbildung der Biomasse zunächst nur in Verbindung mit einer detaillierten Beschreibung des Nährstoff- und Sauerstoffhaushaltes sowie Kenntnissen über für spezielle Prozesse erforderlichen Randbedingungen. Die Wirkung der Biozönose kann dagegen durch veränderliche Wirkungsgrade oder Umsatzrate n abgebildet werden. Als Optionen bieten sich dazu z. B. die Unterscheidung in Betriebs- und Trockenphasen oder eine variierend Filterleistung in Abhängigkeit von der Trockenphasendauer an.

A2.4.3 Einflussfaktor Wassertemperatur

Als weitere prägende Randbedingung der Umsatzprozesse in RBF erscheint allgemein die im Filterkörper vorherrschende Temperatur. Die Auswertung der Temperaturabhängigkeit der Wirkungsgrade in OE weist für CSB einen mittelfristigen Zusammenhang auf, dem die Einzelereignisse kaum folgen (vgl. Abbildung 4-14). Der Parameter NH₄-N zeigt dagegen kein einheitliches Bild (vgl. Abbildung 4-25). Es erscheint daher fraglich, ob die Reduktion akut wirkender Abwasserinhaltsstoffe durch eine exakte Nachbildung der Temperaturabhängigkeit

verbessert werden kann. Als langfristig relevant wird die Beachtung dann angesehen, wenn der Simulationszeitraum einen unausgewogenen Anteil von kalten bzw. warmen klimatischen Verhältnissen umfasst, so z. B. 0,5 oder 1,5 Jahre, und somit kein Ausgleich stattfindet. Als weitere Konstellation zur sinnvollen Anwendung erscheinen jahreszeitlich ausgeprägte und ungleichmäßig statistische Verteilungen von ergiebigen Niederschlagsereignissen. Als Modellanforderung ergibt sich daraus eine grobe Betrachtung des Einflussfaktors zur verbesserten Nachbildung des akuten Sauerstoffbedarfes.

Unabhängig von den beschriebenen Zusammenhängen können zunächst die Möglichkeiten der Temperaturdarstellung diskutiert werden. Die Messergebnisse aus OE zeigen, dass die Mischwassertemperatur im Zulauf die Temperaturen innerhalb des Filterkörpers während der Betriebsphase gegenüber schwankenden Lufttemperaturen dominiert (vgl. Abbildung A 7 bis Abbildung A 9). Dass die Ablauftemperatur bei diesen Ereignissen geringer ist als die des Zulaufes, wird einer geringen Bodentemperatur im März 2007 zugeschrieben. Für die in der untersuchten großtechnischen Anlage aufgetretenen Bedingungen werden daher die gemittelten Ablauftemperaturen als repräsentativ für die Bedingungen der Umsatzprozesse angesehen (vgl. Kap. 4.1.2). Die langfristigen Ablaufmessungen (vgl. Abbildung 4-3) zeigen den Aspekt, dass Temperaturschwankungen einem regelmäßigen jahreszeitlichen Verlauf folgen. Diese Einschätzungen umfassen jedoch nur die Betriebsphase, in der Trockenphase ist vor allem die biologisch besonders aktive Sedimentschicht der Witterung ausgesetzt und dürfte infolgedessen weitaus größeren tageszeitlichen wie jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen. Für den Einfluss von Umweltbedingungen auf den Prozess der Mineralisierung liegt keine Datengrundlage vor. Aus den genannten Einschränkungen verbleibt somit nur eine Anwendungsgrundlage für CSB_S während der Betriebsphase.

Um die vorherrschenden Temperaturen in den Simulationsberechnungen auf Umsatzprozesse einwirken zu lassen, müssen diese zunächst bestimmt werden. Dies kann bei manueller Eingabe anhand von Messdaten im Ablauf geschehen. In der Schmutzfrachtsimulation ist die Abwassertemperatur dagegen kein üblicher Parameter, daher muss eine Abschätzung der vorherrschenden Zustände in das RBF-Modell implementiert werden. Im Zusammenhang mit der genannten Modellanforderung wurde daher angestrebt, dem Jahresgang in Form von monatlicher Unterscheidung gerecht zu werden. Als Bezugsgröße wird dabei das in der Schmutzfrachtberechnung mitgeführte Datum einer Beschickung herangezogen. Anhand der Datenauswertung aus OE kann jedem Monat eine durchschnittliche Ablauftemperatur zugeordnet werden. Wird diese anlagenspezifische Datenbank im Modell hinterlegt, so kann über die Abfrage des Ereignismonats die Voraussetzung der Umsatzprozesse abgefragt werden.

Als offene Fragestellung verbleibt somit der tatsächliche Einfluss der Wassertemperatur auf die Umsatzrate. Für biochemische Umsatzprozesse liegt eine Faustregel vor, nach der sich die Umsatzrate mit einer Verdoppelung bzw. Halbierung der Temperatur ebenfalls verdoppelt bzw. halbiert. Dieser Zusammenhang kann für die temperaturabhängige Umsatzrate (d_T [1/h]) mit Angabe der monatzugehörigen Temperatur (T_M [°C]) der folgenden Gleichung A 53 mit Hilfe einer e-Funktion beschrieben werden:

$$d_{T \text{ [1/h]}} = d \text{ [1/h]} * e^{((T_M \text{ [}^\circ\text{C]} - 20^\circ\text{C}) / 14,43)}$$

Gleichung A 53: Faustregel einer temperaturabhängigen Umsatzrate

Um die Zweckmäßigkeit der Temperaturabhängigkeit zu überprüfen, wurde zunächst ein davon abweichender, streng empirischer Ansatz gewählt. Aus den erhobenen Messdaten kann der Schwankungsbereich der temperaturabhängigen Auswirkung abgeleitet werden. Daraus lassen sich einzelnen Monaten spezifische Korrekturfaktoren der Wirkungsgrade zuordnen. Eine weitergehende Darstellung dieses Vorgehens erfolgt parameterspezifisch für CSB_S in Kap. A2.6.3.

A2.4.4 Einflussfaktor Drosseleinstellung

Die gewählte Drosseleinstellung beeinflusst die hydraulische Aufenthaltszeit im Filterkörper. Infolge unterschiedlicher Kontaktzeiten mit der Biozönose kann die Ablaufgeschwindigkeit somit auf die Umsatzprozesse einwirken. Im gewählten hydraulischen Modell Aufbau ist die Drosselgeschwindigkeit als globale Eingangsgröße anzugeben und steht somit zur Abfrage über den gesamten Simulationszeitraum als konstanter Wert bereit. Zur Berücksichtigung ihres Einflusses können Korrekturfaktoren eingesetzt werden, um die abweichenden Befunde aus verschiedenen Untersuchungsmaßstäben stoffspezifisch nachbilden zu können. Ein Beispiel findet sich für die Abminderung des Wirkungsgrades bezüglich CSB_S in Kap. A2.6.3.

A2.4.5 Einflussfaktor Trockenphasendauer

Die Dauer der vorhergehenden Trockenphase besitzt einen Einfluss auf die Umsatzprozesse der folgenden Betriebsphase. Während einer Betriebsphase setzen sich vor allem die Organismen durch, die unter den gegebenen Bedingungen der wachsenden Sauerstoffarmut den schnellsten Stoffumsatz und die höchsten Reproduktionsraten besitzen. Unmittelbar nach Einstauende finden dann die Organismen verbesserte Bedingungen, die bereits zuvor geeignete Nährstoffe, jedoch nicht genügend Sauerstoff vorfanden. Mit fortschreitender Trockenperiode werden leicht umsetzbare Verbindungen aufgebraucht und die Biozönose stellt sich auf den Umsatz partikulärer Stoffe ein. Damit entfernt sich die mikrobielle Besiedelung von den optimalen Voraussetzungen zur Reduzierung akuter Belastungen, die Filterleistung sinkt mit zunehmender Dauer der Trockenperiode. Im Umkehrfall kann eine sehr kurze Pause zwischen Betriebsphase und folgender Beschickung zu einer unvollständigen Regeneration der Reinigungsleistung führen.

Um solche Effekte in die Modellierung einzubringen, muss zunächst die Länge der Trockenperiode als Hilfsparameter ermittelt werden. Zur Bestimmung der Dauer seit Wiederbelüftung (DW_t1 [d]) eignet sich die Abfrage der hydraulischen Bedingungen.

$$DW_t1 [d] = DW_t0 [d]$$

$$\text{wenn } V_inf_t1 [m^3] > 0$$

$$\text{oder wenn } V_exf_t1 [m^3] > 0$$

sonst ist

$$DW_t1 [d] = 0$$

$$\text{wenn } V_P_t1 [m^3] = V_P_min [m^3]$$

$$\text{und wenn } V_exf_t0 [m^3] > 0$$

sonst ist

$$DW_t1[d] = DW_t0 [d] + Zi / (60*24) [\text{min} / ((\text{min/h})*(h/d))]$$

Gleichung A 54: Abfrage der Dauer seit Wiederbelüftung

Die dargestellte Abfrage beinhaltet, dass sich der ermittelte Wert über die Dauer der Betriebsphase hinweg konstant verhält und mit Einstauende wieder auf 0 zurückgesetzt wird. Dadurch lässt sich der Einfluss der Trockenperiode auf die akute Belastung für das jeweilige Ereignis konstant erfassen. Zur Abminderung von Wirkungsgraden oder Umsatzraten muss jedoch ein weiterer Hilfsparameter eingefügt werden, der den Einfluss quantifiziert. Als Beispiel wird ein Faktor zur Verringerung der Filterleistung (FL_t1 [%]) dargestellt, der über einen Zeitraum von der Entleerung der Prozessschicht bis zu Z1 Tagen die Filterleistung von einem Startwert (FL0 [%]) linear regeneriert. Die maximale Leistung (FL1 [%]) bleibt in der Folge bis zu Z2 Tagen erhalten und fällt bis zu Z3 Tagen linear auf einen konstant verbleibenden Restwert ab (FL2 [%]). In Gleichung A 55 stellen Z1, Z2, Z3, FL0 und FL2 frei wählbare Eingangsparameter dar.

$$FL_t1 [\%] = FL0 [\%] + (FL1 [\%] - FL0 [\%]) * DW_t1 [d] / Z1 [d]$$

$$\text{wenn } DW_t1 [d] < Z1 [d]$$

sonst ist

$$FL_t1 [\%] = FL1 [\%]$$

$$\text{wenn } DW_t1 [d] < Z2 [d]$$

sonst ist

$$FL_t1 [\%] = FL1 [\%] - (FL1 [\%] - FL2 [\%]) * (DW_t1 [d] - Z2 [d]) / (Z3 [d] - Z2 [d])$$

$$\text{wenn } DW_t1 [d] < Z3 [d]$$

sonst ist

$$FL_t1 [\%] = FL2 [\%]$$

Gleichung A 55: Aktuelle Abminderung der Filterleistung infolge TP-Dauer

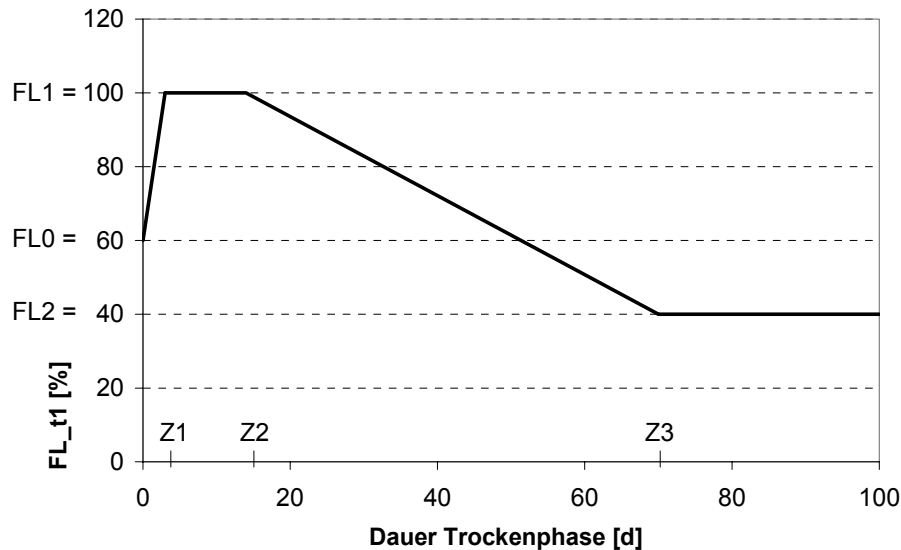


Abbildung A 32: Beispiel der aktuellen Abminderung der Filterleistung infolge TP-Dauer

Abbildung A 32 zeigt ein mögliches Beispiel der zeitabhängigen Reinigungsleistung ($Z1 = 1$ d, $Z2 = 14$ d, $Z3 = 70$ d, $FL0 = 60$ %, $FL2 = 40$ %). Der Modellvorschlag beinhaltet vielfältige Anpassungsmöglichkeiten. So kann z. B. die Plateauphase mit Maximalwert durch $Z1 = Z2$ entfernt werden. Der Anstieg zu Beginn wird durch $FL0 = FL1$ aufgehoben.

A2.5 Ergebniskontrolle

Die für hydraulische und stoffliche Berechnungen durchgehend angewandte Methode der geschlossenen Bilanzen ermöglicht die Ergebniskontrolle durch Gegenrechnung. Für die Kontrolle der Wasserbewegung wurden Zulauf- und Ablaufvolumina jeweils summiert und gegenübergestellt, wobei auch eine Betrachtung der Volumina innerhalb des Filterkörpers notwendig erschien. Durch die Abfrage der maximalen Einstaudauer ergibt sich ein Warnparameter zur möglichen Filterüberlastung.

Zur Überprüfung des konvektiven Transportes können die eingebrachten, ausgetragenen und im Filterkörper vorhandenen Frachten verglichen werden. Dies trifft erweitert auch die Prozesse Filtration, Sedimentation und Sorption zu. Werden Umsatzberechnungen angestellt, so sind die Bilanzen nur dann geschlossen, wenn Reaktionsprodukte betrachtet werden. Während der Testphase wurden daher auch abgebaute Frachten berechnet, um die gewählten Methoden zu prüfen.

A2.6 Prozessbeschreibungen CSB

A2.6.1 CSB in RSF_DiSc

Zum Rückhalt partikulärer organischer Kohlenstoffverbindungen (CSB_X) wurde von Schmitt und Dittmer (2007) der Ansatz zur Filtration auf eine konstante geringe Hintergrundkonzentration herangezogen. Dies entspricht im Wesentlichen der in Kap. A2.3.2 als Variante F2 ausge-

fürten Methodik, wobei keine Akkumulation der Feststoffe stattfindet. Es verbleiben damit als Prozessgleichungen nur das Gleichsetzen der Konzentration in der Prozessschicht (c_{P_t1}) und im Ablauf (c_{out_t1}) im Zeitschritt $t1$ mit der Konstanten (c_{k_out}). Bei Testläufen von RSF_DiSc mit diesem Ansatz kam es zu Berechnungen negativer Wirkungsgrade, da in Verbindung von berechneten Fraktionierungen Zulaufkonzentrationen unterhalb der sehr klein gewählten Hintergrundkonzentration auftraten. Zur Vermeidung wurde der nachgeahmte Ansatz um eine Vergleichsroutine erweitert.

Zur Beschreibung der Reinigungsleistung bezüglich CSB_S wird durch Dittmer (2005) eine kombinierte Methodik konstanter Wirkungsgrade mit Hintergrundkonzentration vorgeschlagen, der mit fortgeschrittenem Kenntnisstand um eine Abbaukinetik erweitert werden soll. In dem in KOSMO implementierten Ansatz wurde davon nur der konstante Wirkungsgrad übernommen und daher auch in RSF_DiSc übertragen. Die Prozessbeschreibung mit konstantem Wirkungsgrad wurde in Gleichung A 51 ausgeführt. Da als grundlegende Prozesse der Reinigungsleistung bezüglich CSB_S Oxidation und Sorption in der Filterschicht gelten, werden im Modell eine konvektive Durchmischung in der Prozessschicht und eine anteilige Reduzierung im Ablauf berechnet.

A2.6.2 CSB_X in RSF_Sim

Der partikuläre CSB eines Beschickungsereignisses wird durch Flächen- und Raumfiltration weitgehend zurückgehalten. Ablaufmessungen an den untersuchten großtechnischen Anlagen belegen Wirkungsgrade zwischen 90 und 100 %, die notwendige Bestimmung homogenisierter und filtrierter Ablaufproben wird dabei häufig durch die Grenzen der üblichen Analytikmethoden ($5 \text{ mg O}_2/\text{l}$) erschwert. Dadurch kann es in der Ermittlung von Wirkungsgraden zu einer Unterschätzung der Filterleistung kommen, die Gewässerbelastung wird dagegen leicht überschätzt.

Im langfristigen Betrieb eines RBF kommt dem Rückhalt der partikulären organischen Stoffe eine höhere Bedeutung zu als bei den akuten Auswirkungen. Sowohl in der Sedimentschicht als auch in tiefer liegenden Horizonten wird die Nährstoffversorgung in der Trockenphase durch den Abbau der akkumulierten Partikel stark beeinflusst. Neben der Filterbepflanzung stellt das Filtrat den organischen Hauptbestandteil des Sedimentes dar. Eine unzureichende Reduktion bedeutet einen Risikofaktor der biogenen Kolmation. Die Beschreibung der Filtrat-anreicherung kann daher auch als grundlegender Warnparameter des Filterversagens dienen. Dies allein erscheint nach derzeitigem Kenntnisstand zu einer zuverlässigen Vorhersage als nicht ausreichend.

Als einfacher Modellansatz zur Berücksichtigung grundlegender Anforderungen des Stoffrückhaltes bietet sich für CSB_X zunächst die Annahme eines konstant hohen Wirkungsgrades an. Aufgrund der Tatsache, dass die Filtration partikulärer Stoffe als mechanischer Prozess anzusehen ist, stellt sich dabei die Frage, ob der Austrag von Partikeln mit dem Eintrag ereignisspezifisch korreliert. Es kann vermutet werden, dass die geringe Porengröße des Sedimentes einen höheren Partikelrückhalt bedingt, als durch Ablaufmessungen zu belegen ist.

Das Auftreten von partikularen Stoffen im Ablauf wäre demnach auf langfristige Vorgänge zurückzuführen, bei denen feinste Feststoffe den Filterkörper durchwandern. Dieser Vorstellung wird die Annahme einer konstanten Hintergrundkonzentration eher gerecht als Ablaufkonzentrationen, die von schwankenden Zulaufkonzentrationen abhängen. Ausgehend vom Auftreten unerwünschter Kurzschlussströmungen als Ursache der Ablaufkonzentrationen besteht dagegen ein ereignisspezifischer Zusammenhang. In der gewählten Modellvorstellung wird von der vorgesehenen Betriebsweise ausgegangen, daher der Ansatz der Konzentrationskonstanten übernommen und durch Akkumulation und Abbau des Filtrates ergänzt.

In Bezug auf den lokalen Verbleib des CSB_X kann theoretisch zwischen Flächen- und Raumfiltration unterschieden werden. Da im gewählten hydraulischen Modell jedoch von einer einlagigen Prozessschicht ausgegangen wird, ergeben sich für Flächen- und Raumfiltrat kaum getrennte Beobachtungsräume. In RSF_Sim erfolgt daher eine vereinfachte gemeinsame Beschreibung des Filtrates, die Falle einer nachgeschalteten Entlastung auch sedimentierten CSB_X erfasst. Ein bisher nicht umgesetzter Vorschlag zu einer präzisierten Berechnung der Sedimentation von CSB_X mittels einer Verteilungsfunktion ist durch Kaufmann und Schmitt (2005) gegeben. Die Sedimentation wird in ihrer Auswirkung in RSF_DiSc nicht näher betrachtet, erscheint jedoch optional in RSF_Sim durch den in Kap. A2.3.2 dargestellten Ansatz mit konstantem Wirkungsgrad.

Die gewählte Modellbeschreibung für CSB_X erfüllt grundlegend den einfachen Ansatz der konstanten Hintergrundkonzentration infolge einer gemeinsamen Betrachtung von Flächen- und Raumfiltration (vgl. Variante F2). Dazu können innerhalb des RBF lediglich Konzentrationen im Retentionsraum vereinfacht berechnet werden (Gleichung A 36). In Abhängigkeit von der baulichen Gestaltung des Filterüberlaufes ergeben sich für die Konzentration der Entlastung abweichende Annahmen, da die in Gleichung A 41 dargestellte Beschreibung der Sedimentationswirkung verwendet wurde. Die Berechnung der Feststoffansammlung infolge Filtration und Sedimentation (X_{FS_t1} [g]) ergibt sich aus Zusammenführung der in Gleichung A 38 und Gleichung A 42 dargestellten Summanden:

$$X_{FS_t1} \text{ [g]} = X_{FS_t0} \text{ [g]} + (c_{RR_t0} \text{ [g/m}^3\text{]} - c_{out_t1} \text{ [g/m}^3\text{)}) \cdot V_{inf_t1} \text{ [m}^3\text{]} + [\text{Gleichung A 42}]$$

wenn $V_{P_t1} \text{ [m}^3\text{]} > V_{P_min} \text{ [m}^3\text{]}$ (Betriebsphase)

sonst ist

$$X_{FS_t1} \text{ [g]} = X_{FS_t0} \text{ [g]} \cdot e^{(-d_{CX} \text{ [1/h]} \cdot Z \text{ [h]})}$$

Gleichung A 56: Akkumulation und Abbau CSB_X in RSF_Sim

Die Beschreibung einer zusammengefassten Feststoffansammlung (Gleichung A 56) liefert die Grundlage zur Nachbildung von Abbauvorgängen in der Trockenphase. Infolgedessen wurde das CSB_X-Modell um die Bildung von Zerfallsprodukten ergänzt, um eine Abschätzung in der Modellvorstellung zu ermöglichen. Der vorliegende Kenntnisstand über die vor allem im Sediment stattfindenden Prozesse und ihre Randbedingungen wird als nicht ausreichend eingeschätzt, um eine detaillierte Nachbildung zu formulieren. Daher wurde in das Modell zu-

nächst eine Abbaufunktion mit konstanter Umsatzrate eingesetzt, die als Platzhalter für eine verfeinerte Nachbildung steht.

Im biokinetischen Reaktionsmodell CW2D wird der partikuläre CSB als gelöste, langsam abbaubare CSB-Fraktion erfasst. Infolge der Hydrolyse entstehen dabei schnell abbaubare CSB-Anteile, nicht abbaubare CSB-Anteile sowie Ammonium und Phosphat. Dieser Ansatz wurde stark vereinfacht auf RSF_Sim zu Nachbildung der Mineralisierung des Filtrates übertragen.

Aufgrund der im folgenden Kapitel dargestellten Methodik bezüglich CSB_S wurde auf eine Beeinflussung durch CSB_X verzichtet. Auch für weitergehende Ansätze wird eine Interaktion für CSB-Fraktionen als wenig sinnvoll erachtet. Durch die Einschränkung des CSB_X-Abbaus auf die Trockenphase werden akute Belastungen nicht berührt, zwischen den Betriebsphasen kann von einem ausreichenden Sauerstoffdargebot zur vollständigen Oxidation ausgegangen werden. Gelöste Mineralisierungsrückstände, welche als biologisch nicht abbaubar (inert) anzusehen sind, können sich zwar als Konzentrationsspitzen im Ablauf zu Ereignisbeginn zeigen. Sie liefern jedoch aufgrund ihrer Klassifizierung keinen Beitrag zu einer akuten Gewässerbelastung.

Als Indikator der Mineralisierung von partikulärem CSB können Befunde des Stickstoffhaushaltes angesehen werden. Im Zusammenhang mit der langfristigen Wirkung der Mineralisierung wurde angenommen, dass ammonifizierter organischer Stickstoff bereits oxidiert als $\text{NO}_3\text{-N}$ in die Gesamtbilanz einzubringen ist, um die Komplexität des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Modells nicht weiter zu erhöhen. Entsprechend der Annahmen in CW2D und den Befunden nach Dittmer (2006) wird der organische Stickstoffanteil mit 3-5 % angesetzt. Die Berechnung der im jeweiligen Zeitschritt entstehenden $\text{NO}_3\text{-N}$ -Masse ($m_{\text{X_NO}_3_t1}$ [g]) erfolgt daher über den konstanten CSB_X-Anteil ($k_{\text{X_NO}_3}$ [%]) durch:

$$m_{\text{X_NO}_3_t1} [\text{g}] = (X_{\text{FS_t0}} [\text{g}] - X_{\text{FS_t1}} [\text{g}]) * k_{\text{X_NO}_3} [\%] / 100$$

wenn $V_{\text{P_t1}} [\text{m}^3] = V_{\text{P_min}} [\text{m}^3]$ (Trockenphase)

sonst ist

$$m_{\text{X_NO}_3_t1} [\text{g}] = 0$$

Gleichung A 57: Mineralisierung von akkumuliertem CSB_X als $\text{NO}_3\text{-N}$ -Quelle

Der Einsatz eines Operators zur optionalen Berücksichtigung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Quelle ist nicht erforderlich, da der Effekt mit Einsatz des Wertes 0 für die Konstante eliminiert werden kann.

A2.6.3 CSB_S in RSF_Sim

Die Vorhersage der Reduktion gelöster Anteile des Sauerstoffbedarfes stellt sich grundlegend anders dar als die der organischen Partikel. Dies trifft sowohl für die Spezifikation der auftretenden Prozesse als auch auf ihre variierende Intensität infolge veränderlicher Randbedingungen zu.

Bei einem Belastungsereignis verteilen sich die gelösten Stoffe zunächst mit dem Beschickungswasser. Bei Einstau des Filters kommt es zu einer Durchmischung im Retentionsraum, die vereinfacht als homogen betrachtet werden kann. Gleichzeitig kommt es zu einer gewollten Belüftung des Abwassers, wodurch schon im Überstauvolumen mikrobielle Umsatzprozesse begünstigt werden.

Nach derzeitigem Kenntnisstand treten bei Eindringen in den Filterkörper zwei maßgebliche Prozesse auf, die sich in ihrer Wirkung nicht eindeutig trennen lassen – einerseits werden CSB_S-Konzentrationen durch mikrobiellen Abbau reduziert, andererseits kommt es zum Rückhalt durch Sorption. Zur Nachbildung der Filterleistung ergeben sich daraus grundlegend die Möglichkeiten einer gemeinsamen oder getrennten Betrachtung der Teilprozesse und ihrer Einflussfaktoren. Bei Trennung in Sorption und Abbau sind beide Prozesse zu spezifizieren. In Ermangelung einer Datengrundlage sollten für die Sorption einfache Ansätze zu erwägt werden. Eine detaillierte Nachbildung der Umsatzprozesse erfordert eine Berücksichtigung des Sauerstoffdargebotes und der aktiven Biomasse. Beide Voraussetzungen sind im gewählten Modellansatz nicht gegeben (vgl. Kap. A2.4.1 und A2.4.2). Kann sich die Beschreibung der Filterleistung nicht auf eine Prozessbeschreibung beziehen, so ist doch anhand der Verfügbarkeit umfangreicher Messdaten eine differenzierte Darstellung der Wirkweise möglich. Aufgrund der darin enthaltenen pauschalen Annahmen erscheint eine Unterteilung in Stoffrückhalt und Stoffumsatz nicht zielführend. Infolgedessen wurde die Methode aus RSF_DiSc übernommen und durch Einflussfaktoren des Wirkungsgrades sowie um eine konstante Hintergrundkonzentration ergänzt.

Die Berechnung der CSB_S-Konzentrationen in RSF_Sim folgt grundlegend dem in Kap. A2.3.1 beschriebenen konvektiven Transport. Eine Abweichung im Algorithmus entsteht bei der Ermittlung der exfiltrierenden Konzentration, da hier der veränderliche Wirkungsgrad eingesetzt wurde. Infolge des Konzentrationsrückgangs im exfiltrierten Volumen würde bei regulärer Berechnung eine Anreicherung in der Prozessschicht entstehen. Daher erfolgt eine vereinfachte, ablaufunabhängige Darstellung der Mischkonzentration in der Prozessschicht (c_{PC_t1}), auf die die Filterleistung Bezug nimmt.

$$c_{PC_t1} [g/m^3] = (c_{PC_t0} [g/m^3] * V_{P_t0} [m^3] + c_{inf_t1} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3]) / (V_{P_t0} [m^3] + V_{inf_t1} [m^3])$$

Gleichung A 58: Vereinfachte aktuelle CSB_S-Konzentration Prozessschicht in RSF_Sim

Die exfiltrierende Konzentration (c_{exf_t1}) berücksichtigt eine Hintergrundkonzentration ($c_{kH_CSB_S}$). Darüber hinausgehende Anteile werden durch den veränderlichen Wirkungsgrad ($n_{CSB_S_t1}$) reduziert. In der Dränschicht erfolgt wiederum eine konvektive Durchmischung zur Berechnung der Ablaufkonzentrationen.

$$c_{\text{exf_t1}} [\text{g/m}^3] = c_{\text{kH_CSB_S}} [\text{g/m}^3] + (c_{\text{PC_t1}} [\text{g/m}^3] - c_{\text{kH_CSB_S}} [\text{g/m}^3]) * (1 - n_{\text{CSB_S_t1}} [\%]) / 100$$

wenn $c_{\text{kH_CSB_S}} [\text{g/m}^3] < c_{\text{PC_t1}} [\text{g/m}^3]$

sonst ist

$$c_{\text{exf_t1}} [\text{g/m}^3] = c_{\text{PC_t1}} [\text{g/m}^3]$$

Gleichung A 59: Aktuelle exfiltrierende CSB_S-Konzentration in RSF_Sim

Zur Berechnung des aktuellen Wirkungsgrades wurden Einflüsse der vorherrschenden Temperatur, der Filterleistung in Abhängigkeit der Trockenphasendauer und eine Abminderung infolge erhöhter Drosselabflussspende gewählt. Ein Filterversagen infolge langer Einstauzeiten wurde nicht berücksichtigt, da die Messergebnisse der großtechnischen Anlagen im Gegensatz zu den Laborversuchen mit Säulen dazu keine Befunde liefern. Der aktuelle Wirkungsgrad ist gegeben durch:

$$n_{\text{CSB_S_t1}} [\%] = n_{\text{CSB_S}} [\%] * FL_{\text{t1}} [\%] / 100 * TF_{\text{t1}} [-] * DrF [\%] / 100$$

Gleichung A 60: Aktueller CSB_S-Wirkungsgrad RSF_Sim

Der dargestellte Ansatz setzt sich aus verallgemeinerten Zusammenhängen und spezifischen Befunden der RBF-Anlagen zusammen. Die Berücksichtigung des Einflusses der Trockenphasendauer (FL_{t1}) auf den Basiswirkungsgrad ($n_{\text{CSB_S}}$) folgt dem in Kap. A2.4.5 dargestellten Vorgehen. Da dieses durch die Messungen der RBF OE und EH belegt wird, erscheint hier ein allgemeiner Zusammenhang gegeben. Dittmer (2006) weist darauf hin, dass der Einfluss des Ausgangszustandes mit zunehmendem Frachteintrag abnimmt und der Rückhalt zunehmend der von aktueller Belastung bestimmt wird. Dies wurde bisher nicht berücksichtigt.

Um unterschiedliche Temperaturen als Einfluss auf Abbauprozesse zu berücksichtigen, wurde ein Temperaturfaktor ($TF_{\text{t1}} [-]$) in die Berechnung der Filterleistung integriert. Dieser kann frei gewählt werden, um Abweichungen einzelner Ereignisse zu berücksichtigen. Ein allgemein gültiger Zusammenhang zwischen vorherrschender Temperatur und Leistung konnte aus der Datengrundlage nicht hergeleitet werden.

Mit den größten Unsicherheiten behaftet erscheint eine pauschale Abminderung der Filterleistung infolge einer erhöhten Drosselabflussspende (DrF_{t1}). Die Befunde des RBF OE zeigen innerhalb der zeitweisen, gemäßigten Erhöhung keine Auswirkungen. Abhängigkeiten der CSB_S-Elimination wurden in den Laborversuchen mit Sandsäulen festgestellt. Im Modell RSF_Sim ist daher bei Einstellung der Drosselabflussspende eine Leistungsminderung frei wählbar, als Standardwert gelten 100 % bei einer Drosselabflussspende von $q_{\text{Dr,RBF}} = 0,01 \text{ l/(s*m}^2\text{)}$. Diese Vorgabe ermöglicht zukünftig die Nachbildung von Reinigungsleistungen in Lysimetern oder RBF-Anlagen mit erhöhter Ablaufgeschwindigkeit.

A2.7 Prozessbeschreibungen anorganischer Stickstofffraktionen

A2.7.1 $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in RSF_DiSc

Wie in den vorhergehenden Kapiteln wird zunächst der KOSMO-interne Ansatz nachgeahmt, bevor die Berechnungsschritte von RSF_Sim aufgezeigt werden. Im Vergleich zu den CSB-Fractionen sind die Prozessbeschreibungen nach Dittmer (2006) bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ detaillierter. Ausgehend von der Betrachtung einer typischen Ganglinie für einen Durchbruch der Zulaufkonzentration wurde ein mehrstufiger Ansatz entworfen, der diesen Gang nachzeichnet. Dazu wurde eine zunächst maximale Filterbelastung (= Sorptionskapazität) eingeführt, die in Abhängigkeit der vorherrschenden gelösten Konzentration in Anlehnung an die Freundlich-Isothermen veränderlich sein soll. Angesichts der in Kap. A2.3.3 ausgeführten Methodiken zeigt sich dieser Ansatz nur iterativ lösbar und somit für RSF_DiSc ungeeignet. Es wird daher auf eine konstante maximale Filterbelastung zurückgegriffen, die auch im KOSMO-internen Ansatz nach Schmitt und Dittmer (2007) als Eingabewert zur Anwendung kommt.

Die vorhandene Sorptionskapazität wird abgefragt, um zu entscheiden, ob einem Ablaufvolumen ein Stoffrückhalt zugewiesen wird. Bei auftretender Sorption ist die Ablaufkonzentration auf eine sehr geringe Hintergrundkonzentration festgelegt. Nach Erreichen der maximalen Filterbelastung erfolgt kein plötzlicher Durchbruch, sondern ausgehend von der Hintergrundkonzentration ein linearer Anstieg innerhalb einer festgelegten Zeitspanne. Das Maximum der Ablaufkonzentration ist durch einen Restwirkungsgrad auf einen hohen Anteil der potentiellen Durchbruchkonzentration festgelegt und ordnet dem RBF somit eine Reinigungswirkung auch nach Erschöpfung der Sorptionskapazität zu.

Die Vorschläge von Dittmer (2006) beinhalten eine Abbaugleichung 1. Ordnung, die eine Umsetzung der sorbierten Frachten in $\text{NO}_3\text{-N}$ ausschließlich in der Trockenphase vorsieht. Daraus folgt bei unvollständigem Abbau in einer kurzen Trockenphase eine verminderte Sorptionskapazität für das nächste Beschickungsereignis. Der für RSF_DiSc übernommene KOSMO-interne Ansatz sieht dagegen lediglich eine sofortige vollständige Nitrifikation der sorbierten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht mit Ereignisende vor.

Tabelle A 12: Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ RSF_DiSc

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
Bs_AF_NH4_max	[g/m ²]	konstante maximale Filterflächenbelastung durch $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption
c_k_out_NH4	[g/m ³]	Hintergrundkonzentration $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf
Z_S	[h]	Übergangszeit des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsdurchbruches
n_SR	[%]	Restwirkungsgrad $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sorption

Eine Angabe von Startwerten der gelösten Konzentrationen ist nicht erforderlich, da keine Restwassergehalte berechnet werden. Um diese Voraussetzung zu erfüllen, darf der Berechnungsbeginn nicht innerhalb einer Betriebsphase liegen. Als Hilfsgröße wird aus der maximalen Filterflächenbelastung als Produkt mit der Filterfläche eine flächenunabhängige maximale Filterbelastung berechnet.

$$Bs_NH4_max [g] = Bs_AF_NH4_max [g/m^2] * A_F [m^2]$$

Gleichung A 61: Konstante maximale Filterbelastung durch NH_4 -N-Sorption in RSF_DiSc

Eine weitere Hilfsgröße stellt die Berechnung der maximalen Anzahl an Zeitschritten aus der gegebenen Übergangszeit des Konzentrationsdurchbruches und der gewählten Länge des Berechnungsintervalls (Z_i) dar:

$$Z_s_max [-] = Z_S [h] * 60 [min/h] / Z_i [min]$$

Gleichung A 62: Maximale Zeitschrittzahl bis Ende Übergangszeit Sorption in RSF_DiSc

Auf die Darstellungen der berechneten konvektiven Ermittlung der infiltrierenden Konzentrationen (c_inf_t1) und der Überlaufkonzentration (c_over_t1) entsprechen Gleichung A 30 und Gleichung A 31 wird verzichtet. Als Bedingung der gelösten NH_4 -N-Konzentrationen in der Prozessschicht (c_P_t1) und im Ablauf (c_out_t1) ist die Füllung des Sorptionsfrachtspeichers (Bs_NH4_t1) abzufragen. Aufgrund der spontanen vollständigen Nitrifikation mit Filterentleerung sollte der Startwert (Bs_NH4_ts) mit 0 festgelegt werden, sofern die Berechnung nicht innerhalb einer bereits begonnen Betriebsphase beginnt. Diese Bedingung ist anhand der Ablauftätigkeit zu prüfen. Die dann gegebene Berechnung der aktuellen Filterbelastung ermöglicht die Fallunterscheidung zur Abzählung der Zeitschritte der Übergangszeit (Z_s_t1).

$$Bs_NH4_t1 [g] = 0$$

$$\text{wenn } V_out_t1 [m^3] = 0$$

sonst ist

$$Bs_NH4_t1 [g] = Bs_NH4_t0 [g] + c_inf_t1 [g/m^3] * V_inf_t1 [m^3]$$

$$\text{wenn } Bs_NH4_t0 [g] + c_inf_t1 [g/m^3] * V_inf_t1 [m^3] < Bs_NH4_max [g]$$

sonst ist

$$Bs_NH4_t1 [g] = Bs_NH4_max [g]$$

Gleichung A 63: Aktuelle Filterbelastung durch NH_4 -N-Sorption in RSF_DiSc

$$Z_s_t1 [-] = 0$$

$$\text{wenn } Bs_NH4_t1 [g] < Bs_NH4_max [g]$$

sonst ist

$$Z_s_t1 [-] = Z_s_t0 [-] + 1$$

$$\text{wenn } Z_s_t0 [-] + 1 < Z_s_max [-]$$

sonst ist

$$Z_s_t1 [-] = Z_s_max [-]$$

Gleichung A 64: Beurteilung der Übergangszeit der Sorption in RSF_DiSc

Damit sind die Voraussetzungen geschaffen, um die aktuelle gelöste $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf ermitteln zu können. Das Ende der Übergangszeit ist erreicht, wenn die Anzahl der Zeitschritte Z_{s_t1} den Maximalwert erreicht und dadurch nur noch der Restwirkungsgrad (n_{SR}) die Ablaufkonzentration mindert.

$$c_{\text{out_t1}} [\text{g/m}^3] = c_{\text{k_out_NH4}} [\text{g/m}^3]$$

$$\text{wenn } Bs_{\text{NH4_t1}} [\text{g}] < Bs_{\text{NH4_max}} [\text{g}]$$

sonst ist

$$c_{\text{out_t1}} [\text{g/m}^3] = c_{\text{k_out_NH4}} [\text{g/m}^3] + c_{\text{P_t0}} [\text{g/m}^3] \cdot (1 - n_{\text{SR}} [\%] / 100) \cdot Z_{s_t1} [-] / Z_{s_max} [-]$$

Gleichung A 65: Aktuelle $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration in RSF_DiSc

$$c_{\text{P_t1}} [\text{g/m}^3] = c_{\text{k_out_NH4}} [\text{g/m}^3]$$

$$\text{wenn } Bs_{\text{NH4_t1}} [\text{g}] < Bs_{\text{NH4_max}} [\text{g}]$$

sonst ist

$$c_{\text{P_t1}} [\text{g/m}^3] = (c_{\text{P_t0}} [\text{g/m}^3] \cdot V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + c_{\text{inf_t1}} [\text{g/m}^3] \cdot V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3]) / (V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] + V_{\text{inf_t1}} [\text{m}^3])$$

$$\text{wenn } V_{\text{P_t0}} [\text{m}^3] > V_{\text{exf_t1}} [\text{m}^3]$$

sonst ist

$$c_{\text{P_t1}} [\text{g/m}^3] = c_{\text{inf_t1}} [\text{g/m}^3]$$

Gleichung A 66: Aktuelle $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in der Prozessschicht in RSF_DiSc

Die Berechnung der gelösten Konzentration in der Prozessschicht ist für den dargestellten Modellansatz von untergeordneter Bedeutung. Während der Übergangszeit ist sie jedoch zur Bestimmung der Ablaufkonzentration notwendig. Der Austrag des in der Trockenphase entstehenden $\text{NO}_3\text{-N}$ erfolgt durch Addition einer Konstanten zur konvektiven Konzentration zu Beginn des Folgeereignisses.

Tabelle A 13: Eingangsparameter $\text{NO}_3\text{-N}$ RSF_DiSc

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
$c_{\text{k_out_NO3}}$	$[\text{g/m}^3]$	Konzentrationskonstante $\text{NO}_3\text{-N}$ im Ablauf zur Speicherentleerung
$B_{\text{NO3_ts}}$	$[\text{g}]$	$\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachtspeicher Startwert

Die Konzentrationen in der Prozessschicht werden entsprechend dem KOSMO-internen Ansatz mit der rein konvektiv ermittelten Mischkonzentration im Retentionsraum gleichgesetzt. Um die Ablaufkonzentrationen ermitteln zu können, muss zunächst der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Speicher (B_{NO3}) als Folge der Nitrifikation des im vorhergehenden Ereignis sorbierten $\text{NH}_4\text{-N}$ beschrieben werden. Die Füllung entsteht mit Ende des hydraulischen Ablaufes, die Entleerung beginnt mit Beschickung des Folgeereignisses. Bei Ereignissen mit geringen Stapelhöhen kann es zu einem unvollständigen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag kommen, sodass auch der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Speicher

von weiter zurückliegenden Ereignissen beachtet werden muss. Für den 1. Berechnungsschritt ist B_{NO3_t0} in Gleichung A 67 durch den Startwert B_{NO3_ts} zu ersetzen.

$$B_{NO3_t1} [g] = B_{NO3_t0} [g] + Bs_{NH4_t0} [g]$$

$$\text{wenn } V_{out_t1} [m^3] = 0$$

$$\text{und wenn } V_{out_t0} [m^3] > 0$$

sonst ist

$$B_{NO3_t1} [g] = B_{NO3_t0} [g] - c_{k_out_NO3} [g/m^3] * V_{out_t1} [m^3]$$

$$\text{wenn } c_{k_out_NO3} [g/m^3] * V_{out_t1} [m^3] < B_{NO3_t0} [g]$$

sonst ist

$$B_{NO3_t1} [g] = 0$$

Gleichung A 67: Aktueller NO_3 -N-Speicher in RSF_DiSc

$$c_{out_t1} [g/m^3] = c_{inf_t0} [g/m^3] + c_{k_out_NO3} [g/m^3]$$

$$\text{wenn } B_{NO3_t0} [g] > c_{k_out_NO3} [g/m^3] * V_{out_t1} [m^3]$$

sonst ist

$$c_{out_t1} [g/m^3] = c_{inf_t0} [g/m^3] + B_{NO3_t0} [g] / V_{out_t1} [m^3]$$

$$\text{wenn } B_{NO3_t0} [g] > 0$$

sonst ist

$$c_{out_t1} [g/m^3] = c_{P_t0} [g/m^3]$$

Gleichung A 68: Aktuelle NO_3 -N-Ablaufkonzentration in RSF_DiSc

Die Ablaufkonzentration bezüglich des NO_3 -N (c_{out_t1}) ergibt sich aus der Verbindung der nicht dargestellten konvektiven Ermittlung der Konzentrationen in der Prozessschicht mit der Speicherentleerung. Dazu ist zu prüfen, ob der Inhalt des NO_3 -N-Speichers zum Erreichen der Ablaufkonstanten ausreicht.

Mit der Prozessdarstellung bezüglich der betrachteten Fraktionen des anorganischen Stickstoffes ist die Modelldarstellung von RSF_DiSc abgeschlossen. Hinweise auf die Begründung von Erweiterungsschritten werden mit der Modellbeschreibung von RSF_Sim gegeben. Eine Zusammenfassung der theoretischen Unterschiede von RSF_Sim und RSF_DiSc erfolgt in Kap. 6.3 sowie anhand der Simulationsergebnisse.

A2.7.2 NH_4 -N in RSF_Sim

Ausgehend von der Modellbeschreibung in RSF_DiSc wurden Kriterien bestimmt, die eine Optimierung beinhalten sollte. Anhand der Erfahrungen mit dem Modell CW2D sollte die Be-

rechnung der sorbierten Konzentrationen von der vorherrschenden Konzentration abhängig gemacht werden. Dadurch ist auch gewährleistet, dass die sorbierte Fracht in Summe dem Frachtrückhalt entspricht, was in RSF_Sim durch die fehlende Berücksichtigung des Rückhaltes nach Erreichung der maximalen Sorptionskapazität nicht gegeben ist. Als weitere Änderung zeigt sich die Ersetzung der spontanen vollständigen Nitrifikation mit Beginn der Trockenphase durch Anwendung einer Abbaurrate. Diese ermöglicht die Beurteilung von erforderlichen Regenerationszeiten. Wahlweise können die gelösten und/oder die sorbierten Konzentration jeweils ständig oder nur in der Trockenperiode als reduzierbar markiert werden (Meyer et al., 2008a).

Die Konzentrationsermittlung bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ unterliegt in RSF_Sim grundlegend dem konvektiven Transport. Abweichungen ergeben sich in der Prozessschicht, da hier Sorptions- und Abbauprozesse berücksichtigt werden. Die dazu notwendigen Eingangsparameter sind in Tabelle A 14 dargestellt.

Tabelle A 14: Eingangsparameter $\text{NH}_4\text{-N}$ RSF_Sim

Parameter	Einheit	Kurzbeschreibung
Op_S	[-]	Operator Sorption (0 = aus, 1 = an)
R_F	[t TS/m³]	Trockenrohdichte des Filtermaterials
k_NH4	[m³/t TS]	stoffspezifischer Sorptionskoeffizient
C1	[g/m³]	Maximalwert des 1. Teilbereiches der gelösten Konzentration
A1	[-]	Steigung des 2. linear definierten Abschnittes
A2	[-]	Steigung des 2. linear definierten Abschnittes
Op_DL	[-]	Operator Abbau gelöst (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)
Op_DS	[-]	Operator Abbau sorbiert (0 = aus, 1 = an, 2 = nur Trockenperiode)
d_N	[1/h]	Umsatzrate Nitrifikation

Die Sorptionsberechnung erfolgt auf Basis der in Kap. A2.3.3 beschriebene Variante S2 eines zweistufig linearen Ansatzes. Dieser wurde um die Umsatzprozesse und ihre Bedingungen erweitert. Dabei entsteht in der 2. Stufe ein neuer Summand, der den Abbau des Sorptionspeichers des 1. Abschnittes berücksichtigt.

$$c_{P_t1} [\text{g/m}^3] = (c_{P_t0} [\text{g/m}^3] * V_{P_t0} [\text{m}^3] * „1” + s_{P_t0} [\text{g/t TS}] * M_P [\text{t TS}] * „2” + c_{inf_t1} [\text{g/m}^3] * V_{inf_t1} [\text{m}^3] - c_{exf_t1} [\text{g/m}^3] * V_{exf_t1} [\text{m}^3]) / (V_{P_t1} [\text{m}^3] + k_{NH4} [\text{m}^3/\text{t TS}] * A1 [-] * M_P [\text{t TS}])$$

$$\text{wenn } (c_{P_t0} [\text{g/m}^3] * V_{P_t0} [\text{m}^3] * „1” + s_{P_t0} [\text{g/t TS}] * M_P [\text{t TS}] * „2” + c_{inf_t1} [\text{g/m}^3] * V_{inf_t1} [\text{m}^3] - c_{exf_t1} [\text{g/m}^3] * V_{exf_t1} [\text{m}^3]) / (V_{P_t1} [\text{m}^3] + k_{NH4} [\text{m}^3/\text{t TS}] * A1 [-] * M_P [\text{t TS}]) < C1$$

sonst ist

$$c_{P_t1} [\text{g/m}^3] = (c_{P_t0} [\text{g/m}^3] * V_{P_t0} [\text{m}^3] * „1” + (s_{P_t0} [\text{g/t TS}] - k_{NH4} [\text{m}^3/\text{t TS}] * S1) * M_P [\text{t TS}] * „2” - S1 [\text{g/m}^3] * k_{NH4} [\text{m}^3/\text{t TS}] * M_P [\text{t TS}] * (1 - 1 * „2”) + c_{inf_t1} [\text{g/m}^3] * V_{inf_t1} [\text{m}^3] - c_{exf_t1} [\text{g/m}^3] * V_{exf_t1} [\text{m}^3]) / (V_{P_t1} [\text{m}^3] + k_{NH4} [\text{m}^3/\text{t TS}] * A2 [-] * M_P [\text{t TS}])$$

mit

$$„[1]“ = e^{(-d_N [1/h] * Z [h])}$$

wenn Op_DL = 1 [-]

oder wenn Op_DL = 2 [-] und V_P_t1 [m³] = V_P_min [m³]

und mit

$$„[2]“ = e^{(-d_N [1/h] * Z [h])}$$

wenn Op_DS = 1 [-]

oder wenn Op_DS = 2 [-] und V_P_t1 [m³] = V_P_min [m³]

Gleichung A 69: Aktuelle gelöste NH₄-N-Konzentration in der Prozessschicht RSF_Sim

Der in Tabelle A 14 angegebene Operator der Sorption erscheint in der Berechnungsmethodik nicht explizit. Er wird in RSF_Sim in der Stellung „off“ dazu verwendet, den Sorptionskoeffizienten (k_NH4 [m³/t TS]) mit dem Wert 0 gleichzusetzen.

A2.7.3 NO₃-N in RSF_Sim

Die Betrachtung des Parameters NO₃-N dient nicht direkt der Beurteilung der Leistungsfähigkeit eines RBF, anhand einer detaillierten Berücksichtigung sind jedoch Rückschlüsse in Bezug auf den Verbleib von NH₄-N möglich. Dadurch können die Modellvorstellungen der Funktion eines RBF überprüft werden. Zudem wird eine geschlossene Bilanzierung ermöglicht, die die Verfolgung langfristiger Prozesse zulässt. Störungen im Vergleich zwischen Simulation und Analytik treten vor allem durch Denitrifikation auf.

Im für RSF_Sim gewählten Modellansatz wird die NO₃-N-Konzentration bis auf die Prozessschicht konvektiv berechnet (Gleichung A 26 bis Gleichung A 32). Eine angenäherte Nachbildung des typischen Peaks in NO₃-N-Ablaufganglinien wird durch die darin gewählte Methodik zur Berechnung von Ablaufkonzentration begünstigt (Variante out1, vgl. Kap. A2.3.1). Die Prozessschicht unterliegt dem Einfluss der Parameter NH₄-N und CSB_X.

$$c_{P_t1} [g/m^3] = (c_{P_t0} [g/m^3] * V_{P_t0} [m^3] + c_{inf_t1} [g/m^3] * V_{inf_t1} [m^3] - c_{exf_t1} [g/m^3] * V_{exf_t1} [m^3] + c_{P_NH4_t0} [g/m^3] * V_{P_t0} [m^3] * „[3]“ + s_{P_NH4_t0} [g/t TS] * M_P [t TS] * „[4]“ + „[5]“) / V_{P_t1} [m^3]$$

mit

$$„[3]“ = (1 - e^{(-d_N [1/h] * Z [h])})$$

wenn Op_DL = 1 [-]

oder wenn Op_DL = 2 [-] und V_P_t1 [m³] = V_P_min [m³]

und mit

$$„[4]“ = (1 - e^{(-d_N [1/h] * Z [h])})$$

wenn Op_DS = 1 [-]

oder wenn Op_DS = 2 [-] und V_P_t1 [m³] = V_P_min [m³]

und mit

„[5]“ = (Gleichung A 57)

wenn $Op_X_NO3 = 1$ [-]

Gleichung A 70: Aktuelle gelöste NO_3 -N-Konzentration in der Prozessschicht RSF_Sim

In der Prozessschicht kommen als Quellterme nitrifizierte NH_4 -N-Frachten über die Operatoren Op_DL und Op_DS sowie mineralisierte CSB_X-Anteile über den Operator Op_X_NO3 ([-], Nitrat aus CSB_X, 0 = aus, 1 = an) hinzu. Diese reichern vorwiegend die Konzentration im Restwasser während der Trockenperiode an und werden mit dem Folgeereignis ausgespült.

A2.8 Diskussion nicht implementierter Prozesse und Einflussfaktoren

Aufgrund der Vielzahl an Einflussfaktoren, des mangelnden Kenntnisstandes bezüglich gegenseitiger Abhängigkeiten und der bisher relativ kleinen Zahl untersuchter RBF-Anlagen beschränkt sich die Modellierung zunächst auf die bekannten Prozesse. Zudem können einzelne Einflussfaktoren, Prozesse oder ihre Interaktionen wenn nicht in ihrer Funktion, so doch in ihrer Wirkung nachgebildet werden. Um die Komplexität in einem angemessenen Rahmen zu halten, wurden nach der Auswertung der Datengrundlage aus allen bekannten oder wirkungsspezifisch beschreibbaren Aspekten diejenigen ausgesucht, die für die Reinigungsleistung als beeinflussend angesehen werden können. Im Folgenden werden Prozesse und Einflussfaktoren aufgeführt, die bisher in die Modellentwicklung nicht eingegangen sind. Neben einer Begründung der Auslassung wird die Möglichkeit einer zweckmäßigen, späteren Implementierung erörtert.

A2.8.1 Erweiterung der räumlichen Differenzierung

Die Möglichkeiten einer räumlichen Differenzierung eines RBF führen im 1. Schritt zu einer Unterscheidung zwischen Retentionsraum und Substratvolumen, um das Einstauvolumen von den im Filterkörper ablaufenden Prozessen zu entkoppeln (RSF_DiSc). Im nächsten Schritt kann die Dränschicht entsprechend dem hydraulischen Modell in RSF_Sim ergänzt werden. Die Notwendigkeit einer weitergehenden räumlichen Unterscheidung ist vom Detaillierungsgrad der Prozessbeschreibung abhängig. Eine horizontale Schichtung in Deckschicht, Sandschicht und Dränschicht wird durch den tatsächlichen Filteraufbau beschrieben und bleibt daher zu erwägen. Weiterhin kann die Bildung einer Sedimentschicht auf der Filteroberfläche berücksichtigt werden, indem eine zusätzliche horizontale Unterscheidung erfolgt oder die Sedimentbildung als Veränderung der kiesigen Deckschicht nachgebildet wird. Die Sedimentbildung kann auch als Einflussfaktor für die Sandschicht angesehen werden, da sich innerhalb des Substrates oberflächennah ein anderes Prozessgeschehen darstellt als in tieferen Horizonten. In diesem Fall erscheint im Umkehrschluss auch die Zerlegung der Sandschicht in Teilschichten denkbar.

Neben der Auswahl der horizontalen Schichtung sind auch vertikale Unterscheidungen denkbar. Obwohl eine weitgehend vertikale und damit eindimensionale Durchströmung anzunehmen ist, ergeben sich vor allem in der Sedimentschicht Unterschiede in Abhängigkeit von der Distanz zum Beschickungsort. Diese beruhen einerseits auf unvollständigen Benetzungen der Filteroberfläche bei Ereignissen mit sehr kleinen Stapelhöhen, andererseits führen Sedimentationsprozesse bei Filtereinstau zu einer inhomogenen Ablagerung von Feststoffen.

Die vorliegende Datengrundlage ermöglicht eine anlagenspezifische Einschätzung der Sedimentschicht an der Leistungsfähigkeit des Stoffrückhaltes bezüglich $\text{NH}_4\text{-N}$ in EH. Aufgrund der mangelnden Kenntnisse der stattfindenden Prozesse erscheint eine separate Betrachtung bisher jedoch noch nicht angemessen, da die Gesamtleistung selbst noch nicht hinreichend genau ergründet ist. Auch eine Veränderung der Bedingungen infolge der Sedimentanreicherung kann innerhalb der eng begrenzten Untersuchungszeiträume nicht beurteilt werden. Der Teilaspekt der Akkumulation partikulärer Frachten wird im gewählten Modellansatz durch den Parameter CSB_X beschrieben. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit zur Betrachtung von Auswirkungen der Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen ohne ein zugehöriges Volumen.

A2.8.2 Kolmation

Die Kolmation stellt eine Gefährdung des regulären Betriebes dar. Als Ursachen ihres Auftretens wurden in Kap. 2 verschiedene Zusammenhänge genannt. Anhand des gewählten Modellaufbaus ist zu prüfen, ob und wo Ansätze zur Nachbildung vorhanden sind.

Die mechanische Kolmation tritt in Zusammenhang mit einer übermäßigen Feststoffanreicherung auf, bei der die regenerativen Kräfte nicht ausreichen, um eine Beeinträchtigung der hydraulischen Durchlässigkeit an der Filteroberfläche zu verhindern. Im Modell wird eine Feststoffansammlung über den Parameter CSB_X beschrieben. Ein ähnliches Vorgehen ist für abfiltrierbare Stoffe (AFS) denkbar. Dabei würden mit jedem Ereignis Feststoffe eingetragen und langfristig akkumuliert. Über eine Verteilungsfunktion könnte der Verbleib des Filtrates im vertikalen Profil beschrieben werden. Auch eine vertikale Betrachtung zur Nachbildung einer ungleichmäßigen Verteilung auf der Filteroberfläche ist möglich. Nach dem vorliegenden Kenntnisstand mangelt es dazu an einer Datengrundlage, da einerseits die AFS nicht explizit betrachtet wurden und andererseits keine Kolmationseffekte in der Großtechnik auftraten. Auch ein vertieftes Verständnis des mechanischen Prozesses selbst fehlt bisher.

Die biogene Kolmation zeigt sich weniger an der Filteroberfläche, sondern eher innerhalb des Filterkörpers. Sie steht im Zusammenhang mit dem mikrobiellen Aufwuchs der Substratoberfläche und tritt unter bislang nicht eindeutigen Umständen auf. Als Risikofaktor sollten unzureichend lange Trockenphasen bei hoher stofflicher Belastung angesehen werden. Auch hierzu liegt jedoch bislang keine Datenbasis vor. Eine mögliche Nachbildung könnte mittels eines Hilfsparameters erfolgen, der über einen mittelfristigen Zeitraum (z. B. 3 Monate) die maßgebende stoffliche Belastung pro Zeiteinheit berechnet. Lässt sich für diesen Quotienten ein kritischer Bereich angeben, so kann die genannte Hilfsgröße als Warnparameter dienen.

A2.8.3 *BSB₅*

Die Betrachtung des BSB₅ wurde in der vorliegenden Betrachtung vernachlässigt. Dittmer (2006) stellt hinsichtlich der empirischen Ermittlung der Wirksamkeit der Filterpassage fest, dass diese aufgrund extrem niedriger Konzentrationen im Ablauf nicht zuverlässig möglich sei. Grundsätzlich sei eine Übertragbarkeit der Ansätze für CSB zu übernehmen, wobei erhöhte Wirkungsgrade und verringerte Hintergrundkonzentrationen zu erwarten seien.

Die gegebenen Annahmen erscheinen auf das CSB-Modell in RSF_Sim übertragbar. Eine abweichende Methodik wurde in Form einer Unterteilung der CSB-Fractionen in abbaubare und nicht abbaubare Anteile erwägt, aber bisher nicht implementiert.

A2.8.4 *Denitrifikation*

Das Auftreten einer Denitrifikation wurde in beiden großtechnischen Anlagen und in den Säulenversuchen festgestellt. Als ursächlich gelten lange Einstauzeiten, in deren Folge es zu anoxischen Zonen im Filterkörper kommt. Die eingeschränkte Möglichkeit der Neubildung des Sauerstoffhaushaltes in RSF_Sim wurde bereits in Kap. A2.4.1 erörtert.

Grundsätzlich stellt die Denitrifikation kein Ziel der weitergehenden Mischwasserbehandlung in RBF dar, da nach ATV A 128 eine Reduzierung der NO₃-N-Frachten und Ablaufspitzen nicht zum Katalog der immissionsbezogenen Anforderungen zählt. Eine Verbesserung der Modellierung im Hinblick auf den NO₃-N-Austrag ist daher von untergeordneter Bedeutung. Mit dem Erreichen einer Modelloptimierung in Bezug auf die Parameter CSB_S und NH₄-N kann jedoch auch die NO₃-N-Reduktion als Nebeneffekt genauer erfasst werden, da nach Woźniak (2007) die Denitrifikation mit einem Konzentrationsanstieg der sauerstoffzehrenden Inhaltsstoffe im Ablauf einhergeht.

A2.8.5 *Phosphat*

Neben NH₄-N ist o-PO₄ als (abwasserrelevanter) Nährstoff anzusehen. Eine mögliche Gewässergefährdung entsteht aufgrund geringer Konzentrationen bei der Mischwasserentlastung zunächst weniger akut, in Folge von Anreicherungen / Eutrophierung jedoch langfristig.

Als bekannter Prozess des Phosphatrückhaltes in RBF gilt die Sorption. Anders als bei NH₄-N erfolgt dabei in der Trockenphase keine Regeneration der Leistungsfähigkeit, mit entsprechend langem Filterbetrieb wird die Sorptionsfähigkeit erschöpft. In Zusammenhang mit niedrigen pH-Werten kann eine plötzliche Desorption erfolgen, die zu einer Gewässergefährdung führt.

In der gegebenen Datengrundlage wird das Verhalten von Phosphor weder in organischer noch in anorganischer Form betrachtet. Für den RBF OE ist eine Datenbasis vorhanden, die jedoch aufgrund weitergehender Studien der Universität Kassel nicht zur Verfügung gestellt werden konnte. Auf Grundlage einer dort in Bearbeitung befindlichen Dissertation (Felmeden, 2011) werden Modellannahmen getroffen werden können.

LEBENS LAUF DES VERFASSERS



Daniel Meyer

- 1984 – 1997 Schulbildung bis Abitur
- 1997 – 1998 Ausbildung zum Bauzeichner
- 1998 – 2005 Studium Bauingenieurwesen an der TU Kaiserslautern mit
Auslandssemester an der Universität für Bodenkultur in Wien (A) 2002/2003
- 2000 – heute Gewerbebetrieb im Bereich Bauingenieurwesen, Grafik und Fotografie
- 2003 – 2007 Wissenschaftliche Hilfskraft am FG Siedlungswasserwirtschaft
der TU Kaiserslautern, seit 2005 mit Abschluss
- 2006 – 2011 Promotion Bauingenieurwesen am FG Siedlungswasserwirtschaft
der TU Kaiserslautern mit
- Auslandssemester an der Universität für Bodenkultur in Wien (A) 2007
 - Promotionsstipendium durch die Friedrich-Ebert-Stiftung 2006 - 2009
- 2010 – 2011 Forschungsingenieur an der Ecole des Mines de Nantes (F) -
Schwerpunkt Koordination EU-Projekt:
„SLASORB – using SLAg as SORBent to remove phosphorus from wastewater“
- ab 2012 Post-Doktorand IRSTEA (vormals CEMAGREF), Lyon (F) – Schwerpunkte:
- Pflanzenkläranlagen in kalten Klimata
 - Retentionsbodenfilter ohne Vorstufe